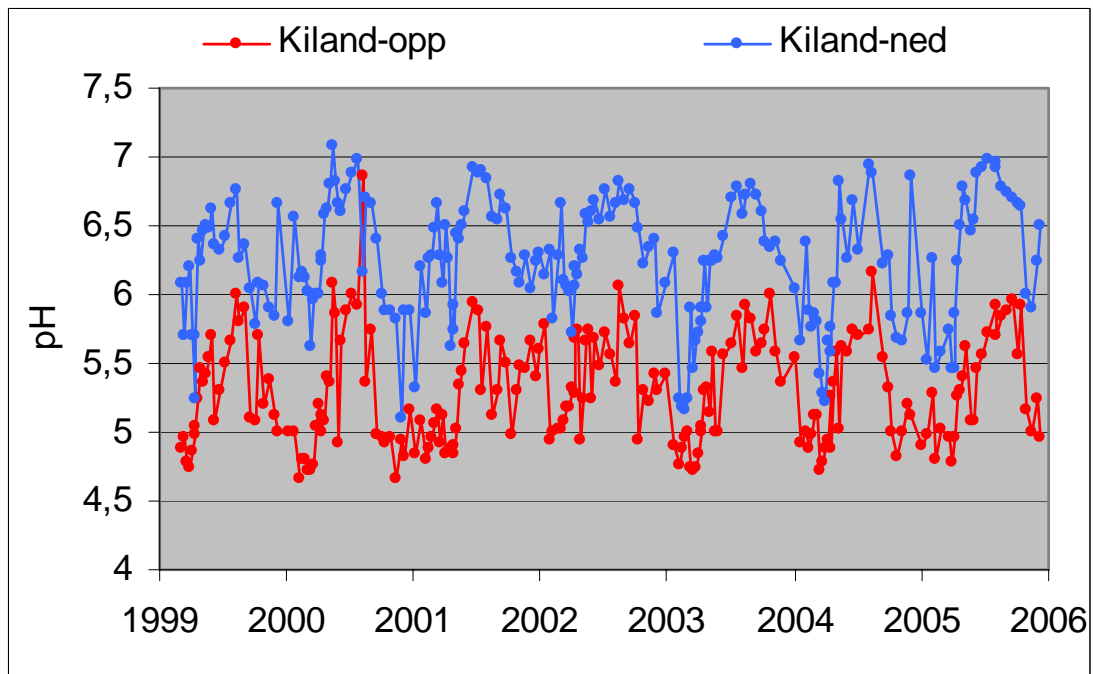




RAPPORT LNR 5365 - 2007

Analyse av kalkingsbehovet i Rorevassdraget, Aust- Agder



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 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

Postboks 2026
5817 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 Analyse av kalkingsbehovet i Rorevassdraget, Aust-Agder	Løpenr. (for bestilling) 5365-2007	Dato Feb.2007
	Prosjektnr. Undernr. O-24319	Sider Pris 41
Forfatter(e) Frode Kroglund	Fagområde Villfisk	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Aust-Agder	Oppdragsreferanse 2003/7928/DAM
---	------------------------------------

Sammendrag

Behovet for fortsatt kalking er vurdert for alle innsjøer og de større elvene innenfor Rorevassdraget. Basert på modeller utviklet av NIVA for beregning av ukalket vannkvalitet i Aust-Agder konkluderes det med at kalking mest sannsynlig kan avvikles i de fleste innsjøene. Vannkvalitet i Bjørkoselva kan fortsatt være kritisk for fisk. Kalkingsstrategien i dette sidevassdraget til Syndle har ikke frem til nå maktet å etablere en vannkjemi som er tilfredsstillende for fisk. Det utredes to alternative strategier; (1) flytte dosereren eller (2) stanse kalking og overføre midlene til skjellsand/kalksteinutlegging. Før det utføres endringer må vassdraget prøvofiskes slik at effekter av endringene kan måles. Erfaringer herifra har overføringsverdi for andre innsjøer innefor fylket.

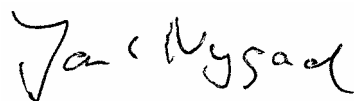
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Ørret Kalking Forsuring Restituering 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Brown trout Liming Acidification Recovery
--	---



Frode Kroglund
Prosjektleder



Trond Rosten
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Analyse av kalkingsbehovet i Rorevassdraget, Aust-Agder

Forord

NIVA hadde et møte med Ove Bach fra Grimstad kommune og Turid Hagelia Korshavn og Dag Matzow fra Fylkesmannen i Aust-Agder i desember 2004. På møtet ble fremtidig kalkingsstrategi for Rorevassdraget diskutert. Det ble fra NIVA pekt på at det var nødvendig å samle eksisterende data fra vassdraget samt å supplere dette datasettet med nyere vannprøver. Nye vannprøver ble samlet inn i 2004 og 2005.

For å besvare problemstillingene reist i brev fra Fylkesmannen datert 9. desember 2004 er det innsamlet vannkjemiske data fra innsjøer og elver innenfor vassdraget, elveserien til NINA, fra pågående prosjekt i Nidelva og kalkdosererkontrollen (DN), samt data på vannføring i Nidelva fra Agder energi. Det gamle og det nye datasettet er benyttet til å lage denne analysen. Jeg takker alle som har bistått i prosjektet.

Vår kontaktperson hos Fylkesmannen i Aust-Agder har vært Turid Hagelia Korshavn og Dag Matzow. Vi takker for oppdraget.

Grimstad, februar 2007

Frode Kroglund

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Områdebeskrivelse og tiltak	8
2.1 Vannkjemistasjoner	9
2.2 Hydrologi	12
2.3 Kalkingsstrategi og -forbruk	13
3. Resultat, vannkjemi 1991-2001	16
3.1 Vannkjemiske relasjoner – grenseverdier for akseptabelt vann	16
3.2 Årsmidler: Uråna, Tønnesøl/Holvatnet, Bjørkos og Rorevassdraget	17
3.3 Tidsutvikling i vannkvalitet	19
3.3.1 Rore	19
3.3.2 Tidsutvikling i vannkvalitet i Syndle	19
3.3.3 Tidsutvikling innen Kilandsvassdraget	20
3.3.4 Tidsutvikling i vannkvalitet i Urånavassdraget	21
3.3.5 Tiltak i mindre innsjøer	23
3.4 Resultat DN-vannkjemikontroll	24
3.4.1 Oppstrøms doseringsanleggene i Bjørkoselva og Uråna	24
3.4.2 Endringer som følge av kalking	25
3.5 Vannkjemi i målt i innsjøer i 2004 og 2005	26
3.5.1 Beregnet opprinnelig vannkjemi	26
3.5.2 Beregnet vannkjemi	27
3.6 Betydningen av Rore for anadrom strekning av Nidelva	28
3.6.1 Hydrologi	28
3.6.2 Kjemi - lakseforsøkene	30
3.7 Sammenligning av lange dataserier	31
4. Samlet vurdering av tiltaksbehov	32
4.1 Innlandsfisk	32
4.1.1 Vurderinger av vannkvalitet i innsjøer	32
4.1.2 Vurderinger av vannkvalitet i elver	32
4.1.3 Vurderinger basert på innsjøprøver tatt i 2004 og 2005	32
4.1.4 Vurderinger av betydningen kalking i Rorevassdraget har for laks i Nidelva	33
4.1.5 Konklusjon	33
5. Forslag til endringer i strategi	34
5.1 Dosering av kalking, alternativt silikat i Bjørkoselva	35
5.2 Skjellsand og/eller kalkstein som alternativ strategi	36
5.3 Evaluering av effekt av endret strategi	36
6. Referanser	38
Vedlegg A.	39
Fisk	39

Sammendrag

Rorevassdraget er et delvassdrag innenfor Arendalsvassdraget. Området var hardt rammet av sur nedbør og de fleste fiskebestandene gikk tapt eller var sterkt redusert på 1960- og 1970-tallet. Utlegging av skjellsand i enkelte bekker ble igangsatt som mottiltak allerede på 1970-tallet. Tidlig på 1990-tallet ble det igangsatt omfattende innsjøkalking samt doseringskalking i de to viktigste elvene i vassdraget. Intensjonen var å revitalisere svake fiskebestander og skape spredningskorridorer for fisk og evertebrater fra områder med bedre vannkjemi (refugier) til områder hvor artsmangfoldet var redusert som følge av forringet vannkjemi.

Kalkingsaktiviteten i Rorevassdraget er endret de senere år. Dette er delvis begrunnet med at det ble etablert store fiskebestander i enkelte innsjøer og at mengden sur nedbør har avtatt. Det var ønskelig å få utredet konsekvensene av endringer i strategi. I følge oppdraget fra fylkesmannen i Aust-Agder skal NIVA forsøke å gi svar på følgende:

- Vurdere nødvendig kalkingsomfang i Rorevassdraget for å opprettholde en vannkvalitet i utløpet av Rore som ikke forringer levevilkårene for laks i Nidelva.
- Vurdere kalkingsstrategi i Kiland-Bjørkosvassdraget. Målområde skal være utløpet i Rore, og vannkvaliteten skal sikre reproduksjon av ørret i nedre del av Bjørkoselva
- Vurdere behovet for fortsatt kalking i innsjøene som blir direktekalket. Dette gjelder både Kilandsvassdraget, Uråna og Tønnesøl-Holvatn.

For å besvare disse spørsmålene var det hensiktsmessig å vurdere all vannkjemi analysert fra Rorevassdraget de siste 15 årene, samt lage et scenario på hva vannkjemien ville ha vært hvis innsjøene var ukalket. Det er trukket inn hydrologi og kjemidata fra andre dataleverandører for å vurdere problemstillingene i forhold til laks og Nidelva. Vår analyse påpeker 5 områder:

1. Kalkingen av innsjøer innefor Rorevassdraget har resultert i en vannkvalitet som er tilfredsstillende for fisk. Det er reetablert fisk i alle kalka innsjøer. Dette er et indirekte bevis for at vannkjemi i dag er tilfredsstillende. Fiskeundersøkelser utført de siste årene viser samtidig at det mangler årsklasser i enkelte av innsjøene. Dette kan skyldes at vannkjemi på gytebekkene er for dårlig. Antall vannprøver pr. år er for lavt til at betydningen av og omfanget av eventuelle forsurende episoder under isen kan vurderes. Fravær av enkelte årsklasser kan også skyldes klimatiske faktorer, f. eks uttørking av gytebekker. Innsjøkalking påvirker heller ikke vannkjemi i innløpsbekker. Hvis disse er viktige gyteområder for ørret vil dagens kalkingsstrategi ikke beskytte disse. Avvikling av kalkingstiltak i innsjøene er ikke til hinder for at det legges ut skjellsand som sikring i viktige gyteområder. Vannkjemi i Austlandsvatn er fortsatt av en slik karakter at denne innsjøen bør kalkes for å sikre tilfredsstillende vannkvalitet for fisk.
2. Basert på vannprøver innsamlet høsten 2004 og 2005 er det laget et scenario på hva vannkjemi i innsjøene kunne ha vært hvis de var upåvirket av kalking. Denne beregningen antyder at kalkingen i dag kan avvikles i de aller fleste innsjøene. Usikkerhet i slike beregninger gjør at den biologiske effekten av en stans i kalking bør dokumenteres. Dersom stans i kalking forringer biologisk status, må tiltak kunne reetableres.
3. Oppstrøms dosererne i Bjørkoselva og Uråna (data kun til 2002 for sistnevnte) er vannkvaliteten i perioder på et nivå som er kritisk for fisk. Nedstrøms dosererne ble vannkvalitetsmålet (pH 6,0) nådd i Uråna, mens vannkvalitet i Bjørkoselva har variert mellom 5 og 7 innenfor året, alle år. Kalkingstiltaket er derfor i årsrapportene fra Rore vurdert som utilfredsstillende. Det er ikke utført noen fiskebiologiske undersøkelser av Bjørkoselva, men ørretbestanden i den nedenforliggende innsjøen Syndle har ikke økt som forventet. Dette er

begrunnet med økning i gjeddebestanden, men kan også skyldes utilfredsstillende vannkjemi i gytebekkene. Bjørkoselva, og Syndle. Vi foreslår at dette bør undersøkes nærmere.

4. Årsaken til variasjon i vannkjemi i Bjørkoselva er sannsynligvis at dagens plassering av doseringsanlegget (oppstrøms Kilandsvatn) er uheldig i forhold til målområdet som er de nedre delene av Bjørkoselva. Doseringsanlegget styres ut fra kjemi ut av Kilandsvatn og tar ikke hensyn til sure sidebækker nedstrøms dosereren. Anlegget bør flyttes nedstrøms Kilandsvatn og kalkdose må kalibreres i forhold til vannkjemi på utløpet av elva. Dette innebærer en pH-styring. Det foreslås samtidig en alternativ strategi; utlegging av skjellsand/kalkgrus i de nedre delene av Bjørkoselva. Dette er motivert ut fra at fiskebestanden oppstrøms dosereren rapporteres å være god til tross for at vannkjemi er dårlig. Forskjellene mellom dette området og området påvirket av dosereren er at fisken oppstrøms har skjellsand utlagt i habitatet. Skjellsand sikrer vannkvalitet i grusen ved å dempe effekten av episoder og beskytter således de mest sårbare livsstadier. De samme episodene kan samtidig bli kritiske for yngel og eldre fisk hvis pH-reduksjonen og Al-mobiliseringen er intens og langvarig nok.
5. Vannkvalitet ut av Rore er på et nivå hvor som vil påføre laksesmolt skader. Prosent-bidraget av vann fra Rore til Nidelva er imidlertid såpass beskjedent at dette neppe har betydning for laks i Nidelva.

Konklusjon og anbefaling

Fra Fylkesmannen hadde vi tre hovedoppgaver som skulle besvares. Nedenfor er oppgavene og vår konklusjon og anbefaling til disse gjengitt:

- **Oppgave 1**

”Vurdere nødvendig kalkingsomfang i Rorevassdraget for å opprettholde en vannkvalitet i utløpet av Rore som ikke forringer levevilkårene for laks i Nidelva”.

Svar : Vannkvalitet ut av Rore er på et nivå hvor som vil påføre laksesmolt skader. Prosent-bidraget av vann fra Rore til Nidelva er imidlertid såpass beskjedent at dagens vannkvalitet mest sannsynlig har liten betydning for laks i Nidelva.

- **Oppgave 2**

”Vurdere kalkingsstrategi i Kiland-Bjørkosvassdraget. Målområde skal være utløpet av Bjørkoselva”.

Svar : Bjørkoselva trenger fortsatt tiltak. Dagens kalkingsstrategi motvirker ikke episoder i vassdraget. Det anbefales to ulike alternativer; flytte dosereren eller endre strategi til skjellsand/kalkgrus kalking

- **Oppgave 3**

”Vurdere behovet for fortsatt kalking i innsjøene som blir direktekalket. Dette gjelder både Kilandsvassdraget, Uråna og Tønnesøl-Holvatn”.

Svar : Innsjøkalking kan avvikes i de fleste innsjøene i Kilands-, Uråna og Tønnesøl-Holvatn vassdraget (med unntak av Austlandsvatn). For å sikre gytearealer kan det være hensiktsmessig å legge ut skjellsand i tilførselsbekkene. Før det gjennomføres endringer i strategi bør dagens biologiske status dokumenteres slik at anbefalingene kan forankres i fiskens status, ikke bare kjemi

Usikkerhet

Det er alltid usikkerhet forbundet med slike anbefalinger. Et prøvofiske nå, samt et prøvofiske om noen få år vil indikere om anbefalingen har vært riktig eller ikke. Hvis fiskebestanden forringes er det viktig at kalking raskt kan reaktiveres. En stans i kalkingsaktiviteten må betraktes som et forsøk, hvor effekten av endringer i tiltak må evalueres før de gjøres permanente. Det er samtidig usikkerheter knyttet til hvordan forsuringbelastningen vil endres fremover. Med økende nitrogenbelastning kan forsuringsepisodene tilta.

1. Innledning

Rore/Syndlevassdraget er en sidegren til Nidelva. Vassdraget består av flere store og små innsjøer, mange bekker og to større elver. Området har vært sterkt påvirket av forsuring og hadde svake eller tapte fiskebestander før kalking ble igangsatt. Deler av vassdraget ble kalket tidlig på 1970-tallet (Skov, 1990). På 1990-tallet var i størrelsesorden 65 % av alle delvassdragene til innsjøen Rore kalket. Årsforbruket av kalk har variert fra år til år (mellom 556 og 868 tonn). De siste årene er kalkforbruket betydelig redusert. Her vurderes den kjemiske og fiskeøkologiske effekten av denne endringen.

Den opprinnelige kalkingsplanen tok sikte på å sikre tilfredsstillende vannkjemi i de store innsjøene i vassdraget (Rore, Syndle, Vigelandsvann og Kilandsvatn) samt de viktigste gyteområdene for ørret (Uråna og Bjørkoselva). Det var også et mål at tiltakene skulle sikre en tilfredsstillende vannkvalitet ut av vassdraget/inn i Nidelva. Vannkjemi i Rorevassdraget ikke skulle påvirke mulighetene for reetablering av laks i Nidelva.

En evaluering av den vannkjemiske måloppnåelsen for perioden 1990 til 2001 er gitt i denne rapporten. Disse resultatene sammenstilles med vannprøver innsamlet høsten 2004 og 2005 for å vurdere om det fortsatt er et kalkingsbehov. Dette siste er motivert ut fra en større vannkvalitetsundersøkelse utført i hele fylket i 2004 og 2005 (Kroglund, 2006 ikke trykt). I denne rapporten konkluderes det med at tidligere sterkt forsurede innsjøene kan ha en tilfredsstillende eller sterkt forbedret vannkvalitet i dag. Dette skyldes redusert sur nedbør. Tilsvarende vurderinger gjøres her for Rorevassdraget spesielt. Ettersom avrenningen fra dette delvassdraget kan påvirke reetablering av laks i Nidelva må det settes andre krav til vannkjemi enn det som er nødvendig hvis kun innlandsarter skal beskyttes. Denne rapporten benytter kun vannkvalitetskriterier for fisk som vurderingsgrunnlag. Andre ferskvannsorganismer og deres sensitivitet er omtalt i årsrapporter fra Rore levert til DN eller Fylkesmannen i Aust-Agder.

Tiltak og deres effekt på vannkjemi innenfor Rorevassdraget ble i perioden 1992 til 2001 rapportert årlig fra NIVA (DN-overvåkingsvirksomheten). Rore er også omtalt i kalkingsplaner som er utarbeidet for Arendalsvassdraget (Hindar 1989). Denne ble revidert 10 år seinere (Hindar m.fl. 1999). I 1995 ble det dessuten utarbeidet en rapport om forsuringssituasjonen i vassdraget fram mot år 2010 (Kaste m.fl. 1995). Innsjøene Syndle og Vigelandsvatn ble sist prøvefisket i 1999 (Kleiven og Barlaup, 2004). Innsjøene Gangvatn, Hunsdalsvatn, Tønnesølvatn og Holvatn ble prøvefisket høsten 2005 som en forundersøkelse i forhold til endringer i kalkingsstrategi (Kleiven m.fl., 2006). Det foreligger også eldre prøvefiskeundersøkelser fra området (se vedlegg A).

Denne utredningen har som målsetning å vurdere om de igangsatte kalkingstiltakene i Rosevassdraget kan avsluttes, trappes ned eller endres. Hvis de igangsatte tiltakene ikke er tilstrekkelig til å opprettholde en tilfredsstillende vannkjemi i forhold til fisk skal det foreslås alternative og supplerende tiltak. Effekter på andre organismegrupper vurderes ikke her.

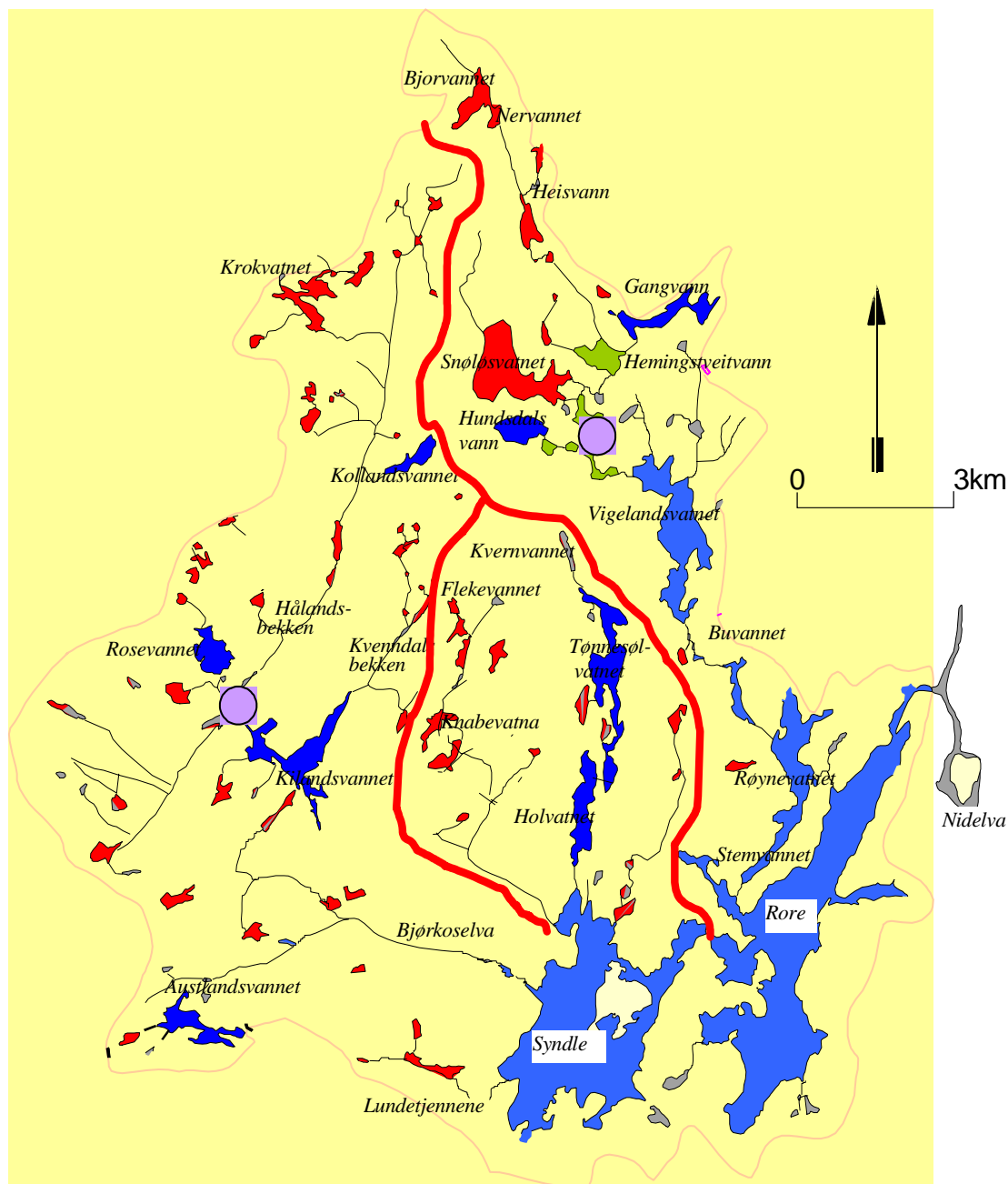
2. Områdebeskrivelse og tiltak

Rorevassdraget (019 AZ) er et større sidevassdrag til Nidelva (Arendalsvassdraget). Nedbørvassdraget er kystnært. Nedbørvassdraget er på 193 km². Vassdraget kan deles inn i tre delområder som samles i innsjøen Rore (figur 1).

- **VASSDRAG 1: Vestlig område: Bjørkoselva** starter som Birkeland-Hålandsbekken, som har sitt utspring i noen mindre tjern innerst i vassdraget. Denne bekken flyter inn i Kilandsvatn (areal på snau 1,0 km²). Etter Kilandsvatn benevnes vassdraget for Bjørkoselva. Bjørkoselva munner ut i innsjøen Syndle. Syndle har et areal på ca 6 km² og består av flere små og store øyer.
- **VASSDRAG 2: Midtre område: Kvernvatnet, Tønnesølvatnet og Holvatnet** renner ut i den nordlige delen av Syndle. Dette delvassdraget ligger inneklemt mellom Bjørkos og Urånavassdraget.
- **VASSDRAG 3: Østlig område: Urånavassdraget** starter med Bjorvatnet, lengst nord i nedbørvassdraget. Fra denne innsjøen renner vassdraget som Hersvassbekken sørover. Bekkene fra henholdsvis Snøløsvatnet og Hundsdalsvatnet slutter seg til hovedelva, som renner gjennom flere små vann, hvorav Vigelandsvatnet er størst med et areal på snau 2 km². Elva herifra renner inn i Rore ved Gurebu.

Det meste av vassdraget ligger over marin grense som ligger på 50 til 60 meter over havet i dette området. Nedbørvassdraget er kystnært og lavtliggende, hvor den høystliggende innsjøen ligger 226 moh. Ved innsjøen Rore danner Ra-morenen sørgrensen, og avgrenser Rorevassdraget mot Reddalsvassdraget. Over marin grense er det sparsomt med løsmaterialer, og boniteten er gjennomgående lav. Berggrunnen i nedbørvassdraget består overveiende av kvartsitter og granitt med innslag av gneis, amfibolitt og gabbroide bergarter. Kiland/Bjørkosvassdraget ligger i et område med særskilt grovkornet granitt, som er forskjellig fra Urånavassdraget. Hele Rorevassdraget er svært følsomt for forsurening. Vegetasjonen består hovedsakelig av blandingsskog og myr. Vegetasjonen er rikest i dalbunnene.

Vannkjemisk status på 1980-tallet (før kalking) og karakteristiske data sammen med innsjønummer på innsjøene er gjengitt i tabell 1. Området var på dette tidspunktet sterkt forsuret og hadde normalt pH-verdier lavere enn 5. Konsentrasjonen av reaktivt Al var klart høyere enn det som regnes som kritisk for de fleste fiskearter på Sørlandet. Mange fiskebestander innenfor vassdraget har gått tapt eller var sterkt redusert i 1983 (Sevaldrud og Skogheim, 1985).



Figur 1. Kart over nedslagsvassdraget til Rore/Syndlevassdraget. Stasjonene refererer til stasjonslisten i tabell 1. Innsjøer farget rød er ukalket. Innsjøer farget blå er kalket. Innsjøer markert med grønn farge i Urånassvassdraget er påvirket av kalking. Innsjøene Syndle, Vigelandsvatn og Rore er anmerket som kalket da kalkingsstrategien er indirekte kalking. Snøløstjern og Gangvasstjern ble kalket i 94, 98 og 99 med små mengder kalksteinsmjøl.

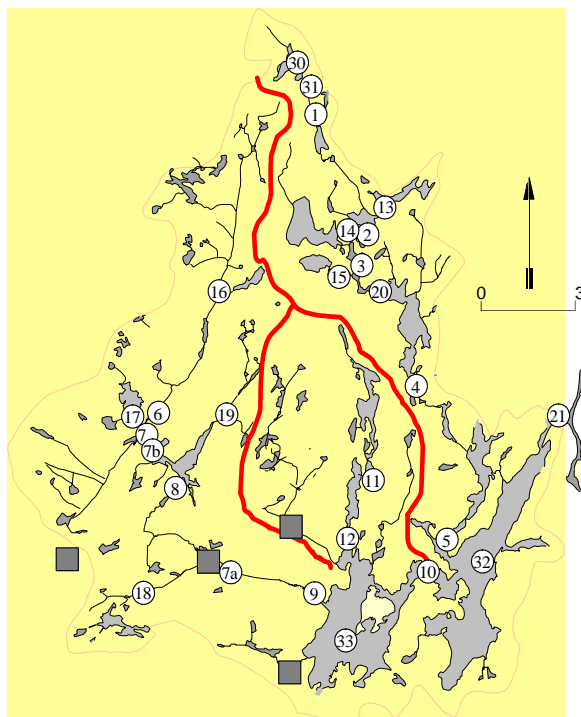
2.1 Vannkjemistasjoner

Fra 1991 er det utført en vannkjemisk dokumentasjon på 20 stasjoner innen vassdraget (figur 2, tabell 2). Dette prøvetakingsprogrammet ble etter hvert revidert og redusert. Vannkjemisk er årlig innrapportert til DN-kalkingsovervåkingsprogram. Dette programmet utøver primært en målovervåking og inkluderer ikke en løpende behovsvurdering.

Tabell 1. Hydrologiske data for innsjøer innenfor delvassdragene Uråna, Tønnesøl/Holvatnet og Kiland/Bjørkos. Teoretisk oppholdstid er innhentet fra tidligere rapporter på Rorevassdraget. Varighet av en kalking er satt til 2 x teoretisk oppholdstid. Etter 2 oppholdstider forventes det at effekten av tidligere tiltak er mer beskjedne. Vannkjemisk status for innsjøene er basert på måling av pH, kalsium (mg/l) og total monomert aluminium ($\mu\text{g RAl/L}$) utført på 1980-tallet (**Sevaldrud og Skogheim, 1985**). Vassdrag skravert med grå skravur = mangler data.

LOKALITET	Vann ID NVEnr.	Km ²	Vannareal (da)	Teoretisk oppf. tid (år)	Varighet Kalking år	År	pH	Ca mg/l	RAI $\mu\text{g Al L}^{-1}$
Rore	1270	193,4	8	1,3	3				
Uråna		42,6							
Bjørhuslitjenn	10839	0,3	45	1,0	2				
Hemmingstveitvatn	10664					1986	5,0	1,18	178
Vigelandsvatn	1294		1350			1986	4,9		
Hunsdalsvatn	10711	2,5	360	1,16	2	1986	5,1	1,30	172
Gangvatn (østre del)	10636	1,4	300	0,7	2	1987	4,7	0,80	300
Snøløsvatn	10651	8,6	1250			1986	5,3	1,54	176
Bærlivatn	10691					1983	5,0	1,64	183
Smedvatn	10724					1983	5,0	1,46	178
Buvatn	10524					1983	4,8	1,33	181
Bjørvatn	10482	3,2	380			1983	4,9	2,04	263
Tønnesøl/Holvatnet		16,4							
Tønnesølvatn*	10807	11,7	793	0,75	2	1985	4,6	1,03	210-475
Holvatnetet*	10885	4,7	490	1,9	3	1985	4,6	1,10	450
Grøsløbekken									
Syndle		110	7,2	0,6-0,8	2	1984	4,6	1,18	326
Knabevatnvassdraget (Hardeberg)		11,9				1975	4,5		
Knabevatna	10868	11,9							
Kiland/Bjørkos		65							
Kilandsvatn	10860	50,0				1987	4,5	1,58	305-480
Kollandsvatn	10722	1,5	250	0,7	2	1984	4,6	1,18	
Birkedalsbekken (Hålandsbekken)		20,0				1984	4,5	1,40	
Rosevatn	10829	2,8	400	1,53	3	1987	4,7	0,70	355
Rosevatnbekken		5,6							
Risdalsbekken		8,8				1987	4,5	1,27	485
Lonebekken		16,0							
Krostedbekken		6,5							
Austlandsvatn	10979	1,8	470	1,6	3	1987	4,5	0,84	225

* Dolomittkalking de første årene. Årstall for endring er usikker.



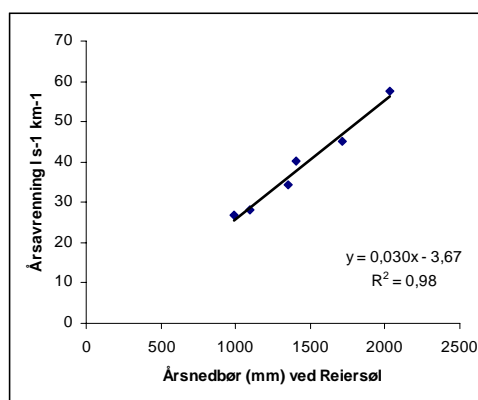
Figur 2. Stasjonsoversikt for prøvetakingsstasjoner for kjemi. Svarte bokser indikerer bekker prøvetatt med hensyn til nitrogen mobilisering på 1990-tallet. Stasjonsplassering er gitt i tabell 2.

Tabell 2. Prøvetakingsstasjoner og deres UTM koordinater (sone 32) innefor Rorevassdraget.

St.nr	Navn	UTM NS	UTM ØV
1	Hersvassbekken	6485281	468941
2	Hemingstveit ut	6481595	470428
3	Oppstr dos Uråna (Berlivatn ut)	6480927	470423
4	Vigelandsvatn ut	6477352	472031
5	Stemvatn ut	6472558	472991
6	Hålandsbekken	6476747	464318
7	Kilandsvatn inn, oppstr dos Bjørkos	6475860	463843
7a	Kilandsvatn inn, 5 km nedenfor kalking	6475860	463843
7b	Kilandsvatn inn, 100 m nedenfor kalking	6475748	463900
	Kilandsvatn ut DN stasjon	6473650	464450
8	Kilandsvatn ut NIVA stasjon	6474403	464940
9	Bjørkoselv ut	6471255	468537
10	Syndle ut (mellom Rore-Syndle)	6471671	472400
11	Tønnesølvatn ut	6474356	470608
12	Holvatnet ut	6473025	470013
13	Gangvatn ut	6482371	470901
14	Snøløs ut	6481933	469906
15	Hunsdalsvatn ut	6480599	469604
16	Kollandsvatn ut	6480071	466099
17	Rosevatn ut	6476198	463437
18	Austlandsvatn ut	6471069	464208
19	Lonebekken	6476284	466241
20	Vigelandsvatn inn	6480143	471001
21	Rore ut i Nidelva	6475990	475994
30	Bjorvatn	6486847	468021
31	Nervatnet	6486732	468545
32	Rore (flere dyp)	6471438	473919
33	Syndle (flere dyp)	6470353	469934

2.2 Hydrologi

Det foretas ikke vannføringsmålinger innenfor selve Rorevassdraget. Birkenesvassdraget (feltforskningsområdet for sur nedbør) er derfor benyttet som referanse for vannføring. Dette vassdraget ligger ca 15 km vest for Rore. Vassdraget er 0,41 km² og således betydelig mindre enn Rorevassdraget. Midlere årsnedbør ved Reiersøl (like øst for utløpet fra Rore) er angitt til 1294 mm (DNMI). For perioden 1996 til 2002 ble det målt betydelig variasjon i årsnedbør; hvor minimum var i underkant av 1000 mm, maksimum i overkant av 1700 mm. Dette har betydning for det årlig kalkbehovet. Kalkingsstrategien medfører at det kan forventes underdosering i år med mye nedbør. Det var en nær sammenheng mellom årsnedbør ved Reiersøl og årsavrenning fra Birkenesvassdraget basert på målinger for perioden 1996-2000 (figur 3, tabell 3). Selv om det kan være betydelige avvik i avrenning for den enkelte dag synes Birkenesvassdraget og Reiersøl å være egnet som referanse på år til år forskjeller i avrenning. Normalavrenningen fra Birkenesvassdraget er angitt til 30 L s⁻¹ km⁻². Det årlige avvik fra årsmiddelavrenning kan variere betydelig. Årene 1991, 1993, 1996 og 1997 avvek mer enn 10 % fra normalen og var tørrere enn normalt, mens årene 1999 og 2000 var tilsvarende våtere (tabell 3). Denne år til år variasjonen har betydning for måloppnåelse ettersom kalkingsinnsatsene holdes relativt konstante.



Figur 3. Sammenheng mellom årsnedbør ved Reiersøl (innenfor vassdraget) og avrenning i Birkenesvassdraget (Tovdal). Sammenhengen antyder at nedbør kan benyttes som mål for årsavrenning.

Tabell 3. Beregnet spesifikk avrenning (L s⁻¹ km⁻²) og avvik fra normalavrenningen for Birkenesvassdraget for årene 1990 til 2001. Normalavrenning for Birkenesvassdraget er av NVE angitt til 30 L s⁻¹ km⁻². Årsnedbøren for Reiersølstasjonen innen Rorevassdraget er angitt.

	L s ⁻¹ km ⁻² Birkenesvassdrag et	Avvik fra normalen Birkenesvassdraget	Årsnedbør Reiersøl
1990	40,3	11,9	
1991	27,4	-23,9	
1992	31,7	-11,9	
1993	20,3	-43,6	
1994	41,8	16,1	
1995	34,5	-4,2	1355
1996	28,1	-21,9	1097
1997	26,8	-25,6	987
1998	40,1	11,4	1407
1999	45,0	25,0	1711
2000	57,7	60,3	2029
2001	38,3	6,4	1530
2002			1335
Gj.snitt	36,0		

Avrenningen i Rorevassdraget er lav om sommeren og høy om vinteren (tabell 4). I perioden fra mai til august er det forventet en avrenning som er i underkant av $20 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. I vinterhalvåret vil avrenningen kunne overstige $50 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-1}$. Vinterhalvåret vil være mest kritisk i forhold til kalkingsstrategi på grunn av den høye avrenningen.

Tabell 4. Spesifikk avrenning ($\text{L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$) for Birkenesvassdraget fordelt på måned.

Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
57±83	37±57	34±41	49±59	17±29	13±36	7±26	15±48	37±66	57±93	58±96	52±87

2.3 Kalkingsstrategi og -forbruk

Rorevassdraget behandles gjennom en kombinasjon av innsjø og doseringskalkinger samt at det legges ut skjellsand i enkelte bekker. Kalkingsmetode og årsforbruk fra 1985 er angitt i tabell 4. Årsforbruket er betydelig endret i løpet av observasjonsperioden. De første kalkingsinnsatsemne ble utført så tidlig som i 1972 i Birkedals-/Hålandsbekken nordvest i Rorevassdraget (Hansen og Snekvik 1978).

I Urånassdraget er to innsjøer kalket samt at vassdraget ble kalket av en doserer plassert oppstrøms Vigelandsvatn. Kalkforbruket i innsjøene er redusert med i størrelsesorden 80 % etter 1997. Kalkforbruket i dosereren ble redusert med ca 20 % over samme tidsrom (tabell 4). Denne dosereren ble avvirket i 2002.

I Bjørkovassdraget er tre innsjøer kalket samt at vassdraget ble kalket av en doserer plassert oppstrøms Kilandsvatn. Kalkforbruket i innsjøene er redusert med i størrelsesorden 80 % etter 1997. Nedgangen var størst i Kollandsvatn og Austlandsvatn. Reduksjonen var mer beskjeden i Rosevatn. I doseringsanlegget er årlig forbruk økt gjennom hele observasjonsperioden. Denne utviklingen er den motsatte av det som ble registrert i Uråna. Det har samtidig vært en omfattende skjellsandkalking fra 1972 til langt utpå 80-tallet (L'Abée-Lund, m.fl., 1985).

Innsjøene Tønnesøl og Holvatnet er kalket. Her også er innsatsen betydelig redusert etter "topp" årene 1991 til 1995.

Årsnedbøren og avrenning fra vassdragene har variert betydelig gjennom observasjonsperioden 1990 til 2001 (tabell 4). Dette innebærer samtidig at kalkbehovet har variert fra år til år (mengden vann som skal avsyres). Årene 1991, 1993, 1996 og 1997 representerer "tørre" år. Årene 1999 og 2000 representerer "våte" år. Denne år til år variasjonen i "behov" lar seg kun dokumentere i ettertid. Årene 1990, 1992, 1994, 1995, 1998 og 2001 er år hvor årsavrenningen var innenfor ± 15 % av normalavrenning. Hvis årsavrenningen er stabil vil årlig kalkingsbehov kun variere med vannkvalitet på det ukalka vannet. Hvis vannet er surere øker kalkbehovet, hvis vannet er mindre surt avtar behovet. Over observasjonsperioden er det målt betydelige reduksjoner i tilførsler av "sur nedbør". Dette har bidratt til å redusere behovet for kalk.

Kalkforbruket ble redusert på de fleste lokalitetene med unntak av dosereren i Bjørkoselva (tabell 5). Settes kalkforbruket i 1994 til "1" (riktig dose uavhengig av vannføring og vannkvalitet) ble Rorevassdraget overkalket årene 1991, 1992 og 1993, mens vassdraget ble underkalket årene etterpå. Inkluderes variasjon i vanntilførsel, er vassdraget underkalket fra 1998 (tabell 6). Effekten av dette på vannkvalitet vurderes senere i rapporten. På grunn av lang oppholdstid i innsjøene Vigelandsvatn, Stemvatn, Syndle og Rore tar det lang tid før kalkunderskudd nødvendigvis påvises som endringer i vannkvalitet i de nedenforliggende innsjøene. Den "beregnete" overkalkingen i 1991 og 1993 har medgått til å heve pH i Syndle og Rore litt raskere enn det som ellers ville ha vært tilfellet. Underkalkingen fra 1998 (tabell 7) kan være akseptabel hvis forsuringbelastningen har avtatt tilstrekkelig. Hvis forsurningsnivået derimot ikke er tilstrekkelig redusert vil underkalkingen medføre at pH-målet gradvis ikke oppnås.

Tabell 5. Årlig middelavrenning (L km⁻² år⁻¹) for Birkenesvassdraget og avrenning relativt til 1993 eller 1994 som basisår

	NVE nr	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Middel
Avrenning							40,3	27	32	20	42	35	28	27	40	45	58	38						
Relativt til 1993							2,0	1,4	1,6	1	2,1	1,8	1,4	1,4	2,0	2,3	2,9	1,9						
Relativt til 1994							1,0	0,6	0,8	0,5	1,0	0,8	0,7	0,6	1,0	1,1	1,4	0,9						

Tabell 6. Årlig forbruk av kalk i innsjøer og doserere fordelt på delvassdragene til Rore. Kalkforbruk er angitt som (t år⁻¹). Det er også beregnet utdosert mengde kalk i forhold til kvantum i 1994 (basisår=100 %). Svarte ruter indikerer ingen kalking. Vassdrager gitt oransje farge indikerer år med 50% eller større "underkalking" i forhold til basisåret 1994.

URÅNA	NVE nr	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Middel
Gangvatn	10636				24	24	18	18	15	15	17	17	15	10	4	4	10	16	13	15	16			15
					1,4	1,4	1,1	1,1	0,9	0,9	1,0	1,0	0,9	0,6	0,2	0,2	0,6	0,9	0,8	0,9	0,9			
Hunsdalsvatn	10711					23	23	25	25	16	16	17	17	7	7	6	6	8	8	15				15
						1,4	1,4	1,6	1,6	1,0	1,0	1,1	1,1	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,9				
Doserer								308	344	165	150	110	51	144	118	110	124	57	55					153
								2,1	2,3	1,1	1,0	0,7	0,3	1,0	0,8	0,7	0,8	0,4	0,4					
Vigelandsvatn								159																
Arssum					24	47	41	510	384	196	183	144	83	161	129	120	140	81	76	30	16			160
					0,1	0,3	0,2	2,8	2,1	1,1	1,0	0,8	0,5	0,9	0,7	0,7	0,8	0,4	0,4	0,2	0,0			
BJØRKOS	NVE nr	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Middel
Kollandsvatn	10722		15	15	10	10	10	13	13	13	14	14	11	11	7	7	7	14	14	20			16	12
			1,1	1,1	0,7	0,7	0,7	0,9	0,9	0,9	1,0	1,0	0,8	0,8	0,5	0,5	0,5	1,0	1,0	1,4			1,1	
Rosevatn	10829			13	13	13	33	33	33	30	30	32	32	25	25	23	23	62	65	20			26	30
				0,4	0,4	0,4	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,1	1,1	0,8	0,8	0,8	0,8	2,1	2,2	0,7			0,9	
Doserer	3574815								73	211	470	426	304	252	414	563	549	445	364	322	422	287		404
									0,2	0,4	1,0	0,9	0,6	0,5	0,9	1,2	1,2	0,9	0,8	0,7	0,9	0,6		
Kilandsvatn									36															
Austlandsvatn	10979						18	18	18	8	8	8	7	7	7	7	7	8	8	15			13	10
							2,3	2,3	2,3	1,0	1,0	1,0	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1,0	1,0	1,9			1,6	
Årsum			15	28	23	23	61	64	173	262	522	480	354	295	453	600	586	529	443	377	422	342		425
			0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,5	1,0	0,9	0,7	0,6	0,9	1,1	1,1	1,0	0,9	0,7	0,8	0,7		

TØNN/HOL	NVE nr	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Middel
Tønnesølvatn	10807			70	70	80	80	160	133	133	138	137	100	90	70	50	60	83	70	60	57	52		97
				0,5	0,5	0,6	0,6	1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	0,7	0,7	0,5	0,4	0,4	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4		
Holandsvatn	10885	29	29	29	33	33	33	48	48	48	25	25	25	10	10	10	10	19	20		20			23
		1,2	1,2	1,2	1,3	1,3	1,3	1,9	1,9	1,9	1,0	1,0	1,0	0,4	0,4	0,4	0,4	0,8	0,8		0,8			
Årssum		29	29	99	103	113	113	208	181	181	163	162	125	100	80	60	79	102	90	60	77	52		120
		0,2	0,2	0,6	0,6	0,7	0,7	1,3	1,1	1,1	1,0	1,0	0,8	0,6	0,5	0,4	0,5	0,6	0,6	0,4	0,5	0,3		

SAMLET TILFØRSEL	NVE nr	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	Middel
Bjørkos			15	28	23	23	61	64	173	262	522	480	354	295	453	600	586	529	443	377	422	342		425
Tønn/Hol		29	29	99	103	113	113	208	181	181	163	162	125	100	80	60	79	102	90	60	77	52		120
Syndle		29	44	127	126	136	174	272	354	443	685	642	479	395	533	660	665	631	533	437	499	394		549
		0,0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	1,0	0,9	0,7	0,6	0,8	1,0	1,0	0,9	0,9	0,6	0,7	0,6		
Uråna					24	47	41	510	384	196	183	144	83	161	129	120	140	81	76	30	16		160	
Rore		29	44	127	150	183	215	782	738	639	868	786	562	556	662	780	805	712	609	467	515	394		711
		0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,9	0,9	0,7	1,0	0,9	0,6	0,6	0,8	0,9	0,9	0,8	0,7	0,5	0,6	0,5		

Tabell 7. Kalkforbruket i 1994 er her definert som representativt for behovet innen Rorevassdraget. Det årlige kalkbehovet for perioden 1991 til 2000 er deretter utregnet basert på avrenning ($L s^{-1} \text{ år}^{-1}$) justert for kalkforbruk i 1994 i forhold til årsavrenning samme år. Grad av under- og overkalking er beregnet på bakgrunn av reelt kalkforbruk innen vassdraget (**Error! Reference source not found.**) og estimert behov.

	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
Rore kalkbehov basert på forbruk i 1994	558	661	413	868	723	578	558	826	930	1199
Grad av over- eller underkalking	1,4	1,1	1,5	1,0	1,1	1,0	1,0	0,8	0,8	0,7

3. Resultat, vannkjemi 1991-2001

Her presenteres vannkjemi for innsjøene samt for elvestasjoner for perioden 1991 til 2001. Overvåkingen i de fleste innsjøene opphørte i 2001 og det er vanskelig å trekke konklusjoner ut over denne perioden. Det presenteres her vannkjemidata aggregert til årsmidler, samt tidsutvikling for et utvalg stasjoner. Dersom det påvises endringer i vannkvalitet kan dette skyldes endringer i sur nedbør og/eller endringer i kalkingsaktivitet.

3.1 Vannkjemiske relasjoner – grenseverdier for akseptabelt vann

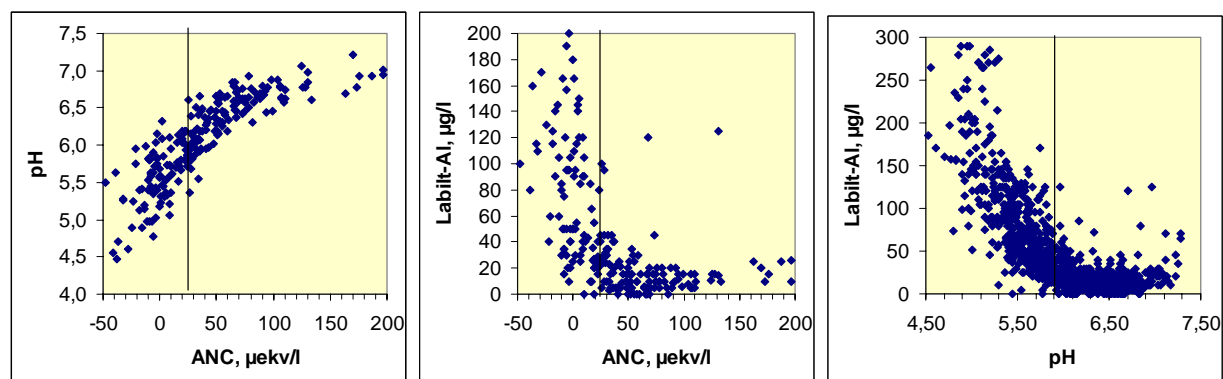
Før effekten kan vurderes må det fastsettes kriterier for hva som er en akseptabel, eller viktigere, uakseptabel vannkvalitet. Vannkvalitetsgrensene må likeledes forankres i hva som er en uakseptabel biologisk respons. ANC (summen av basekationer minus summen av anioner; internasjonalt måleenhet for vannkvalitet i forsuringspåvirkta innsjøer; (se kap 3.5.1) benyttes som et mål for vannkvalitet og vassdragets følsomhet for forsuring i Norge. I en revidering av vannkvalitetsgrenser for innlandsfisk er det foreslått alternative ANC-grenser, hvor disse varierer med vannets innhold av humus (T. Hesthagen upublisert). Disse grensene benyttes her, selv om disse grenseverdiene avviker fra de nasjonale retningslinjene (tabell 7). ANC-grensene er basert på tilstedeværelse/reduisert eller utdødd bestand. Grensene er ikke basert på subletale kriterier som vekst og reproduksjonsevne. Dersom det skal etableres en vannkvalitet som er tilfredsstillende for laks innenfor Rorevassdraget må ANC heves til nivåer $>50 \mu\text{ekv/l}$ (Kroglund m.fl., 2002).

Grenseverdiene til ANC avhenger mer av Al-konsentrasjon enn av pH. Det primære giftstoffet i forsuret vann er uorganiske former av Al, ikke pH. Innenfor Rorevassdraget er det en sammenheng mellom ANC og pH mellom ANC og LAI og mellom pH og LAI (figur 6). ANC kan således benyttes som en indikator på vannets giftighet. Det er ikke forskjeller i relasjonene om disse fremstilles for hver av delvassdragene. Hvis ANC beregnes til $25 \mu\text{ekv/l}$ forventes det pH verdier i intervallet 5,7 til 6,3 og LAI konsentrasjoner $<40 \mu\text{g/l}$. Når pH er $>5,7$ forventes det $<60 \mu\text{g LAI/l}$. Så lenge pH er $>5,7$ eller $\text{ANC}>25 \mu\text{ekv/l}$ kan vannkvaliteten være fra marginal til tilfredsstillende. I vurderingene benyttes:

<i>Marginal til utilfredsstillende vannkvalitet:</i>	<i>ANC<25 $\mu\text{ekv/l}$; pH <5,7 og >50 $\mu\text{g LAI/l}$</i>
<i>Marginal til tilfredsstillende vannkvalitet:</i>	<i>ANC >25 $\mu\text{ekv/l}$; pH 5,7 til 6,0; 20 til 50 $\mu\text{g LAI/l}$</i>

En marginal vannkvalitet kan påvirke fiskens vekst. Vannkvalitet er utilfredsstillende hvis bestandstetthet reduseres.. Disse grenseverdiene forutsetter at det foreligger en tilfredsstillende mengde vannkjemiske data fra ulike perioder av året og prøver tatt under ulike hydrologiske forhold. Årsmiddelverdier kan angi tilfredsstillende forhold, mens fisken påvirkes negativt av episoder. Disse episodene trenger ikke fanges opp i overvåkingsprogrammer. ANC grensene er gitt i tabell 7.

Ikke alle livsstadier til fisk er like følsom for forsuring. For innlandsfisk er reproduksjon og rognutvikling sammen med plommeseckkyngel regnet for å være de mest følsomme stadiene. Utsetting av sommergammel yngel i sure innsjøer resulterte etter noen år i fisk som veide fra $\frac{1}{2}$ til 1 kg. Disse fiskene gytt (påvist som restrogn påfølgende år), men det ble aldri påvist avkom etter denne gytingen. Dette tyder på at avkomet døde uten at vi kunne avdekke når dette skjedde (Dalziel m.fl., 1995). Utlegging av rognbokser med nybefruktet rogn i gytebekkene gav fra null til $<10\%$ overlevelse fram til plommeseckkyngelstadiet. Det er rimelig å anta at rogn lagt av gytende fisk ville ha samme lave overlevelse. De samme undersøkelsene påviste også at det var betydelig stammeforskjell i overlevelse. Slike forskjeller i toleranse kan vi ikke inkludere i de vurderingene som gjøres i denne rapporten da den relative toleransen til hver stamme vil være ukjent. Vi benytter derfor mer generelle grenser for vannkvalitet (tabell 8).



Figur 4. Sammenhenger mellom ANC og pH, labilt-Al og mellom pH og labilt-Al basert på vannprøver analysert samtlige stasjoner undersøkt innenfor Rorevassdraget i perioden 1999 til 2001

Tabell 8. ANC-kategorier benyttet til vurdering av tiltaksbehov i kalka innsjøer i Aust-Agder. Grenseverdiene er i henhold til grenser foreslått av T. Hesthagen (upublisert).

ANC-klasser brukt for å vurdere mulig økologisk tilstand	TOC < 2 ANC tradisjonell	TOC 2-5 ANC tradisjonell	TOC > 5 ANC tradisjonell
Høy, tiltak unødvig	>20	>30	>40
God, tiltak vurderes	15-20	20-30	30-40
Moderat, tiltak vurderes	10-15	10-20	20-30
Dårlig, tiltak fortsetter	0-10	0-10	10-20
Svært dårlig, tiltak fortsetter	<0	<0	<10

3.2 Årsmidler: Uråna, Tønnesøl/Holvatnet, Bjørkos og Rorevassdraget

Innsjøen Rore er indirekte kalket gjennom tiltakene utført i alle hovedelvene, samt i en rekke oppstrøms innsjøer. Rore integrerer således all kalkingsinnsats innen vassdraget. De første årene etter at kalking ble igangsatt økte årsmiddel-pH i innsjøen gradvis (tabell 9). I 1991 var pH økt fra 5,4 til 6,0. Siden da har pH avtatt og var i 2000 på 5,8. Konsentrasjonen av LAI avtok i takt med økningen i pH og ble redusert fra nivåer omkring $100 \mu\text{g Al L}^{-1}$ før kalking til nivåer lavere enn $20 \mu\text{g Al L}^{-1}$ i 1997. Fra 1999 har konsentrasjonen igjen økt og var i 2001 på $32 \mu\text{g Al L}^{-1}$. Hvordan vannkjemi har endret seg etter 2001 og etter hvert som kalkingsinnsatsen er ytterligere redusert (tabell 9) er mer usikkert. Basert på årsmiddelverdier er vannkvaliteten i Rore fra marginal til tilfredsstillende.

I **Urånassdraget** var det plassert en kalkingsdoserer oppstrøms Vigelandsvatn. Denne ble stanset i 2002. Vigelandsvatn vil også være påvirket av innsjøkalkinger i Gangvatn og i Hunsdalsvatn. pH målt oppstrøms dosereren økte fra 5,2 i 1991 til 6,0 i 1996 (tabell 9). Fra 1999 har pH avtatt og var på 5,8 i 2000. Konsentrasjonen av LAI avtok etter kalking fra nivåer omkring $90 \mu\text{g Al L}^{-1}$ til nivåer lavere enn $20 \mu\text{g Al L}^{-1}$. pH-reduksjonen tidlig på 2000-tallet medførte at LAI-konsentrasjonen igjen økte. Endringene i pH er relatert til endringer i kalkingsinnsatsen. Basert på årsmiddelverdier er vannkvaliteten øverst i Urånassdraget marginal til tilfredsstillende. Hvordan vannkjemi har endret seg etter 2001 og etter hvert som kalkingsinnsatsen er ytterligere redusert (tabell 9) er mer usikkert.

Vigelandsvatn utløp hadde bedre vannkvalitet enn Stenvatn utløp i 1991 (tabell 9). Dette skyldes at Stenvatn kun var indirekte kalket gjennom innsatsene i Vigelandsvatn. Forskjeller dette første året skyldes lang oppholdstid i Vigelandsvatn. Fra 1991 har utviklingen på disse to stasjonene vært tilnærmet lik. Midlere pH i Stenvatn var høyere enn 6,0 fram til 2000. Utviklingen etter 1998 tyder likevel på avtagende pH. Konsentrasjonen av LAI er fortsatt lav og lavere enn $20 \mu\text{g Al L}^{-1}$. Endringene i pH gjenspeiles med endringer i Ca-konsentrasjon. Betydningen av en stans i kalkingen

oppstrøms Vigelandsvatn i 2002 kan ikke vurderes i dette datamaterialet. Hvordan vannkjemi har endret seg etter 2001 og etter hvert som kalkinnsatsen er ytterligere redusert (tabell 9) er mer usikkert.

Bjørkosvassdraget sammen med Tønnesøl/Holvatnet renner inn i Syndle. I Bjørkoselva har midlere pH vært opprettholdt på et nivå høyere enn 6.0 siden 1994 (tabell 9). Konsentrasjonen av LAI har vært lav, men samtidig variabel siden 1997. Det er ikke beregnet årsmiddelverdier for innsjøene i dette vassdraget på grunn av lav prøvetakingsfrekvens.

Det andre store delvassdraget til Syndle er **Tønnesøl-Holvatnet**. pH og LAI nivåene har vært tilfredsstillende siden tiltakene ble igangsatt. Utviklingen de siste 10 årene er mer usikker på grunn av lav prøvetakingsfrekvens.

Ettersom **Syndle** kun er indirekte kalket har pH økt gradvis og da i takt med utskifting av vann. I 1997 og 1998 var pH-målet med en midlere års-pH 6.0 nådd (målt på 1 og 5 m dyp i innsjøen). Etter 1998 har pH sunket og var i 2000 på 5.6 (tabell 9). Samme negative utvikling i pH påvises også på utløpet av Syndle. Endringene i pH medførte at konsentrasjonen av LAI, som avtok gradvis utover 90-tallet, igjen har økt. Endringene i pH gjenspeiles med endringer i Ca. De vannkjemiske målene som ble nådd mot slutten av 1990-tallet er i dag klart underskredet. Hvordan vannkjemi har endret seg etter 2001 og etter hvert som kalkinnsatsen er ytterligere redusert (tabell 9) er mer usikkert. Endringene i kalkingsinnsats påvises som endringer i Ca-konsentrasjon på alle lokaliteter (tabell 9).

Tabell 9. Endringer i årlig middel-pH, -LAI og -Ca i ulike delvassdrag til Rore. pH < 5,7 og LAI > 50 µg/l indikerer en utilfredsstillende vannkvalitet. pH-verdier i intervallet 5,7 til 6,0 eller LAI-konsentrasjoner i området 20 til 50 µg Al/l vurderes som usikre eller marginale.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
pH											
Rore 5 m			5,4±0	5,5±0	5,7±0,0	5,8±0,1	5,9±0,1	6,0±0,0	6,0±0,0	5,9±0,1	5,8±0
Uråna opps. dos.	5,2±0,1	5,5±0,2	5,6±0,2	5,6±0,2	5,8±0,2	6,0±0,2	5,8±0,4	6,0±0,2	5,8±0,2	5,7±0,2	
Vigelandsvn.ut	5,9±0,7	6,8±0,2	6,6±0,2	6,3±0,3	6,0±0,2	6,3±0,2					
Stemvatn ut	5,6±0,4	6,7±0,1	6,5±0,1	6,3±0,2	6,1±0,2	6,2±0,2	6,3±0,2	6,3±0,1	6,2±0,3	6,1±0,3	5,9±0,1
Bjørkos ut	5,1±0,2	5,6±0,4	5,8±0,6	6,4±0,4	5,9±0,5	6,4±0,4	6,3±0,5	6,4±0,2	6,2±0,3	6,1±0,6	6,3±0,3
Holvatnet	5,1±0,6	7,0±	6,7±0,1	6,6±0,2	6,7±0,1	6,6±0,1	6,8±0,1				
Syndle 5 m			5,5±0,0	5,7±0,1	5,8±0,1	5,9±0,2	6,0±0,1	6,0±0	5,9±0	5,6±0,2	
Syndle ut	4,9±0,0	5,2±0,1	5,4±0,0	5,6±0,1	5,7±0,1	5,9±0,1	6,0±0,2	6,1±0,1	5,9±0,2	5,8±0,2	5,6±0,2
Labilt Al											
Rore 5 m			97±8	63±13	48±30	45±18	15±13	12±17	22±1	27±8	32±6
Uråna opps. dos.	89±35	61±28	47±26	29±29	36±29	20±13	17±17	12±6	24±12	25±10	
Vigelandsvn.ut	52±53	20±12	9±6	14±13	29±23	17±9					
Stemvatn ut	69±54	16±11	9±10	15±21	32±28	12±10	9±5	7±3	10±5	12±5	16±6
Bjørkos ut	163±88	142±96	138±170	31±35	103±91	37±30	25±36	6±4	11±6	23±30	12±11
Holvatnet		125±	3±4	8±4	20±0	10±0	9±7				
Syndle 5 m			82±45	52±21	72±43	45±13	22±9	12±6	24±3	40±4	
Syndle ut	269±51	194±62	112±22	71±32	72±43	46±17	26±13	13±6	27±10	31±8	42±15
Kalsium											
Rore 5 m			1,8±0,0	1,9±0,1	1,9±0,1	1,9±0	2,0±0,1	2,0±0,1	1,9±0,1	1,8±0,1	1,6±0,0
Uråna opps. dos.	1,6±0,1	1,7±0,2	1,7±0,2	1,6±0,1	1,8±0,1	1,8±0,1	1,9±0,2	1,9±0,2	1,6±0,1	1,5±0,1	
Vigelandsvn.ut	2,5±0,8	3,6±0,2	3,0±0,3	2,3±0,1	2,1±0,1	2,2±0,1					
Stemvatn ut	2,0±0,4	3,1±0,2	2,8±0,2	2,4±0,2	2,0±0,2	2,1±0,3	2,4±0,4	2,2±0,1	2,0±0,3	2,0±0,3	1,6±0,1
Bjørkos	1,6±0,2	2,1±0,3	2,4±0,5	2,4±0,4	2,0±0,4	2,6±0,4	2,8±0,6	2,5±0,3	2,4±0,3	2,3±0,6	2,1±0,3
Holvatnet		4,7	3,9±0,0	4,2±1,6	4,0±0,3	3,4±0,1	3,8±0,8				
Syndle 5 m			2,1±0,0	2,0±0,0	2,0±0,1	2,1±0,0	2,3±0,2	2,2±0,1	2,0±0,1	1,8±0,2	
Syndle ut	1,6±0,1	1,7±0,1	1,9±0,2	2,0±0,1	2,0±0,1	2,0±0,1	2,2±0,1	2,2±0,1	2,0±0,1	1,9±0,1	1,6±0,1

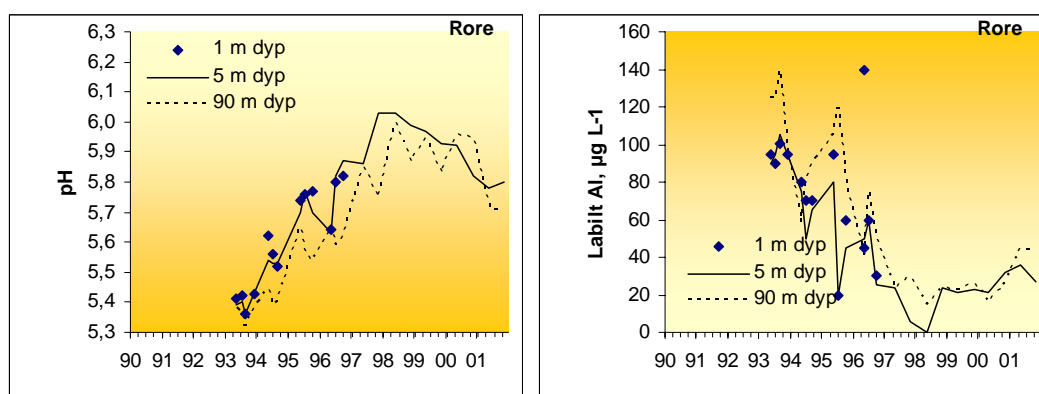
3.3 Tidsutvikling i vannkvalitet

3.3.1 Rore

Innsjøen Rore er indirekte kalket gjennom tiltakene utført innen hele vassdraget. pH-målet for innsjøen ble i 1996 satt til pH 6.2 (Kaste m.fl., 1997). Først i 1998, eller etter 7 år kalking var pH målt på 5 m dyp økt til pH 6.0. På 90 m dyp var pH noe lavere (figur 5). Siden da har pH avtatt, og variert omkring pH 5,7 til 5,8 fra 1998 til 2002. Det predefinerte pH-målet på 6,2 ble således aldri nådd (tabell 10).

Konsentrasjonen av labilt-Al har vært lavere enn 25 µg Al/l i alle prøver 1997 (figur 5).

Vannkvaliteten i Rore har sannsynligvis vært tilfredsstillende for fisk som oppholder seg i innsjøen.



Figur 5. Effekter av indirekte kalking på pH og LAI innen innsjøen Rore fra 1993 til 2001. Doseringskalking i Uråna og Bjørkos startet i henholdsvis 1992 og 1993. Sammenhenger mellom pH og LAI basert på data fra 5 m dyp i Rore er vist.

Tabell 10. Antall målinger med pH i intervallene <5,6, 5,6-5,8, 5,8-6,0 og > 6,0 for perioden 1993 til 2001.

Rore 5 m	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01
<5,6		3	3							
5,6-5,8					3	1				
5,8-6,0						2	1	1	2	2
>6,0							1	1		

3.3.2 Tidsutvikling i vannkvalitet i Syndle

Vannkvalitet i Syndle påvirkes av Bjørkås-Kilandsvassdraget og av kalkingen i Tønnesøl- og Holvatn vassdraget. Utløpet fra Syndle representerer summen av tiltak i begge delvassdragene, og representerer tilførselen til Rore. På utløpet fra Syndle økte pH gradvis fra å være i underkant av pH 5 tidlig på 1990-tallet til nivåer omkring pH 6 i 1997 og 1998. Deretter har pH avtatt og var lavere enn 5.5 våren 2001 (figur 6). Denne reduksjonen skyldes lav pH i Bjørkoselva i perioden forut.

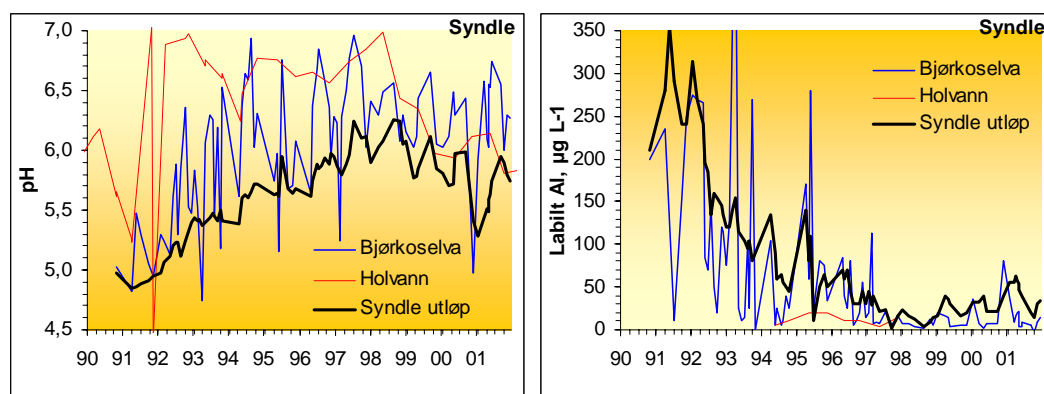
Konsentrasjonen av LAI ble redusert i takt med økningen i pH, og har økt i takt med reduksjonen i pH. Det predefinerte pH-målet for Syndle er således aldri nådd (tabell 11). Konsentrasjonen av labilt-Al var i perioder på nivå som kan være kritisk for fisk. Økningen som påvises i Syndle ut påvises som en liten økning i Rore. Forskjellen mellom vassdragene skyldes her at Rore også påvirkes av aktiviteten i Uråna.

I **Bjørkoselva** har pH fluktuert kraftig helt siden kalking ble igangsatt. Fluktuasjonene var kraftigst fram til 1997, noe mindre i 1998 og 1999, men kraftig igjen i 2000. pH-variasjonen har samtidig

medført betydelig fluktuasjon i konsentrasjonen av LAI. I takt med synkende pH etter 1998 har LAI igjen økt. Vinteren 2000/01 ble det målt konsentrasjoner høyere enn $50 \mu\text{g Al L}^{-1}$. I 2000 og 2001 ble det igjen målt pH-verdier lavere enn 5.6 i Bjørkoselva. Variasjonen i vannkjemien kan både skyldes ustabil drift av kalkdosereren ved Kilandsvatn og sure tilførsler nedstrøms kalkdosereren. Den store variasjonen i kjemi som påvises i Bjørkoselva påvises ikke i Syndle. Dette skyldes at innsjøen Syndle vil dempe og flate ut alle kortvarige episoder.

Kalkingen av **Tønnesøl og Holvatnet** startet i 1985-1987. Vannkjemien målt på utløpet av Holvatnet integrerer innsatsene innen dette delvassdraget. pH har fra 1993 fluktuert mellom 6.5 og 7, men har avtatt til nivåer mellom 5,8 og 6,1 de senere årene. Det blir kun tatt vannprøver to ganger årlig fra disse innsjøene.

Vannkvaliteten i Syndle kan ha blitt marginal for fisk på 2000-tallet.



Figur 6. Effekter av indirekte kalking på pH og LAI innen innsjøen Syndle fra 1991 til 2001. Doseringskalking i Bjørkoselva startet i 1992. Innsjøkalking i Tønnesølvatnet startet i 1987 og Holvatnet i 1987.

Tabell 11. Antall målinger med pH i intervallene <5,6, 5,6-5,8, 5,8-6,0 og > 6,0 for perioden 1993 ti 2001.

Syndle ut	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01
<5,6	10	11	1						1	6
5,6-5,8			5	6	2	1		2	2	4
5,8-6,0				1	7	4	1	2	3	2
>6,0						3	5	2		

Bjørkoselva ut	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01
<5,6	6	5		1		1			1	1
5,6-5,8	1	1	1	3	1					
5,8-6,0	3			1	1					
>6,0		5	6	2	7	7	6	6	5	11

3.3.3 Tidsutvikling innen Kilandsvassdraget

Kollandsvatn og Rosevatn er kalket fra slutten av 1980-tallet. Birkeland-Hålandsbekken er skjellsandkalket siden 1970-tallet (Skov m.fl., 1990). Det ble plassert en kalkdoser oppstrøms Kilandsvatn i 1992. Denne har som formål å sikre god vannkvalitet i Bjørkoselva (viktig gyteareal for ørret).

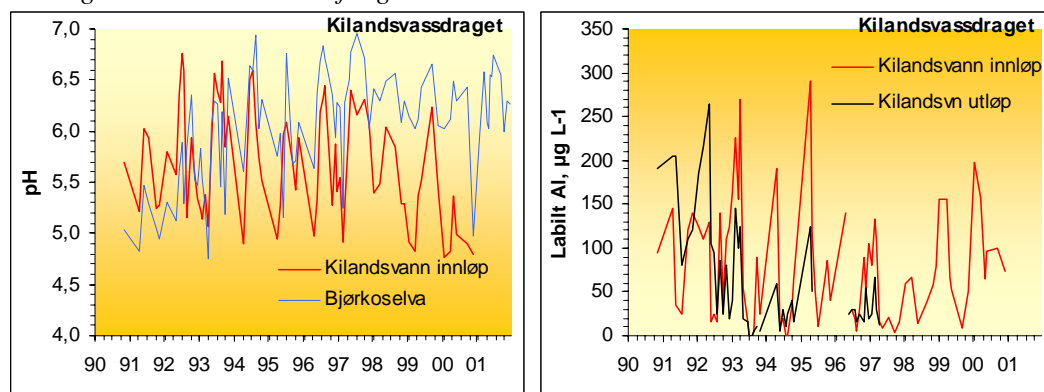
pH på innløpet til Kilandsvatn (ovenfor doserer) har vært sterkt fluktuerende hele perioden (figur 7). Årlig er det målt pH-verdier lavere enn 5,0. Samtidig måles det konsentrasjoner av LAI høyere enn $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Ca-konsentrasjonen har vist en synkende utvikling hele perioden, fra nivåer omkring 2 mg

Ca L⁻¹ tidlig på 1990-tallet til omkring 1.5 mg Ca L⁻¹ på slutten av perioden. Dagens kalkingsinnsats ovenfor Kilandsvatn makter ikke opprettholde stabil vannkvalitet i Bjørkoselva selv om pH-nivået synes tilfredsstillende.

Mellom utløpet av Kilandsvatn og utløpet av Bjørkoselva tilføres vassdraget vann fra bl.a. Austlandsvatn. For perioden 1990 til 1997 var pH i Austlandsvatn på 5.8±0.6, og LAI og Ca på henholdsvis 75±63 og 2.5±0.9 L⁻¹. Kalkingsmålet satt for innsjøen synes således ikke nådd. I perioder vil innsjøen ha bidratt med surt vann til Bjørkoselva, noe som kan forklare pH endringene fra Kilandsvatn til elvemunningen.

Den nederste stasjonen i Bjørkoselva integrerer all oppstrøms innsats. pH på denne stasjonen var generelt noe lavere enn det som ble målt på utløpet fra Kilandsvatn. Samtidig var konsentrasjonen av LAI høyere og Ca lavere. Denne forringelsen i vannkvalitet nedover i vassdraget må tilskrives vannbidrag fra sidebekker. Samtidig har ikke kalkingen oppstrøms Kilandsvatn maktet å bringe vannkvaliteten i innsjøen opp på et stabilt nivå (tabell 12). Dermed har heller ikke vannkvaliteten øverst i Bjørkoselva hatt bufferkapasitet tilstrekkelig til å håndtere nedenforliggende sure vannkilder. Surstøtene i Bjørkoselva kan ha forhindret eller avgrenset mulighetene for vellykket reetablering av forsurningsfølsomme organismer.

Vannkvaliteten i Bjørkoselva og i områdene oppstrøms Kilandsvatn er ikke tilfredsstillende for fisk. Kalkingsaktiviteten har ikke fungert etter hensikten.



Figur 7. Effekter av kalking på pH og LAI i Bjørkoselva fra 1991 til 2001. Doseringskalking i Bjørkoselva startet i 1992.

Tabell 12. Antall målinger med pH i intervallene <5,6, 5,6-5,8, 5,8-6,0 og > 6,0 for perioden 1993 ti 2001.

Kiland oppst.	92	93	94	95	96	97	98	99	0	1
<5,6								21	25	26
5,6-5,8								3	2	4
5,8-6,0								3	3	2
>6,0									3	
Kiland nedstr.										
<5,6									1	1
5,6-5,8								4	1	2
5,8-6,0								3	8	2
>6,0								19	23	27

3.3.4 Tidsutvikling i vannkvalitet i Urånavassdraget

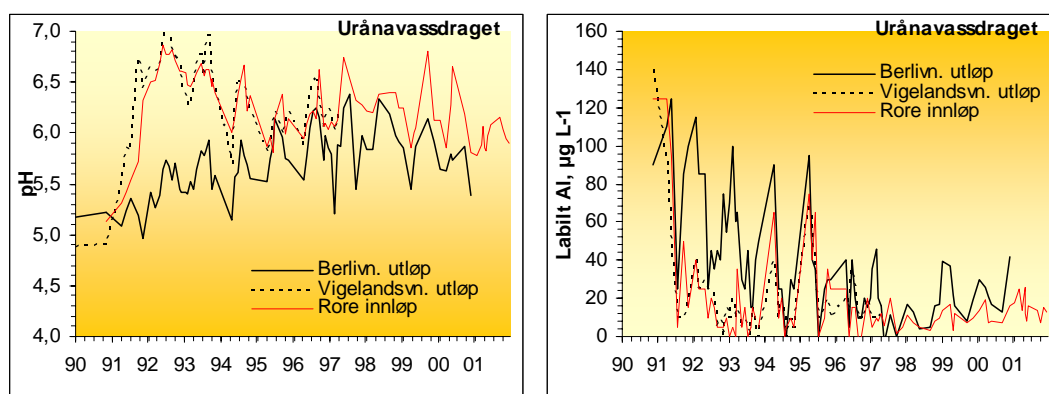
Urånavassdraget er det østligste delvassdraget til Rore. pH ut av Bærlivatn økte gradvis gjennom 1990-tallet, fra nivåer omkring 5.2 til 5.5 før 1993 og til nivåer omkring 5.5 til 6.3 etter 1995 (figur 8).

I 2000 og 2001 var det tendenser til noe lavere pH. Økningen i pH resulterte i en tilsvarende reduksjon i konsentrasjonen av LAI. Før 1996 ble det årlig målt konsentrasjoner oppunder 100 $\mu\text{g Al L}^{-1}$. Fra 1996 er det ikke målt konsentrasjoner høyere enn 40 $\mu\text{g Al L}^{-1}$.

Forbedringen i vannkvalitet oppstrøms kalkdosereren kan skyldes kalkingsinnsatsen i innsjøene. Det er da overraskende at endringen var så gradvis. Det er også mulig at forbedringene skyldes en respons på redusert forsuringbelastning. Nedgangen i pH og Ca, samt økningen i LAI de siste to årene kan skyldes både redusert kalkingsinnsats samt økt nedbørsintensitet.

På utløpet av Vigelandsvatn ble det registrert en rask pH-økning etter fullsjøkalkingen i 1991. I perioder var pH høyere enn 7 fram til 1994. Deretter har pH variert mellom 6 og 6.5. Konsentrasjonen av LAI på utløpet av Vigelandsvatn har vært lav gjennom hele observasjonsperioden med unntak av enkeltepisoder. I disse er det målt LAI-konsentrasjoner oppunder 40 $\mu\text{g Al L}^{-1}$.

Vigelandsvatn utløp hadde bedre vannkvalitet enn Stemvatn utløp i 1991 (figur 8). Dette skyldes at Stemvatn kun er indirekte kalket gjennom innsatsene oppstrøms Vigelandsvatn. Forskjeller dette første året skyldes lang oppholdstid i innsjøen. Fra 1991 har utviklingen på disse to stasjonene vært tilnærmet lik. Midlere pH i Rore innløp (Stemvatn ut) var høyere enn 6.0 frem til 2000. Utviklingen etter 1998 tyder likevel på avtagende pH. Konsentrasjonen av LAI er fortsatt lav og lavere enn 20 $\mu\text{g Al L}^{-1}$. Basert på midlere årsverdier synes de vannkjemiske målene oppnådd, dog med noe lavere pH enn det som er stilt som krav i 2001. Ved pH 6.0 er konsentrasjonen av LAI såpass lav at denne sannsynligvis ikke utgjør noen trussel for biologisk mangfold.



Figur 8. Effekter av kalking på pH og LAI i Urånassdraget fra 1991 til 2001. Dosering startet i 1992. Dosereren er plassert nedstrøms prøvetaksstasjonen Bærlivatn utløp.

Tabell 13. Antall målinger med pH i intervallene <5,6, 5,6-5,8, 5,8-6,0 og > 6,0 for perioden 1993 ti 2001.

Uråna oppstr.	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01
<5,6								6	9	11
5,6-5,8								9	4	1
5,8-6,0								8	3	
>6,0								3	6	3
Uråna nedstr.										
<5,6										
5,6-5,8									1	1
5,8-6,0									3	2
>6,0								24	18	12

3.3.5 Tiltak i mindre innsjøer

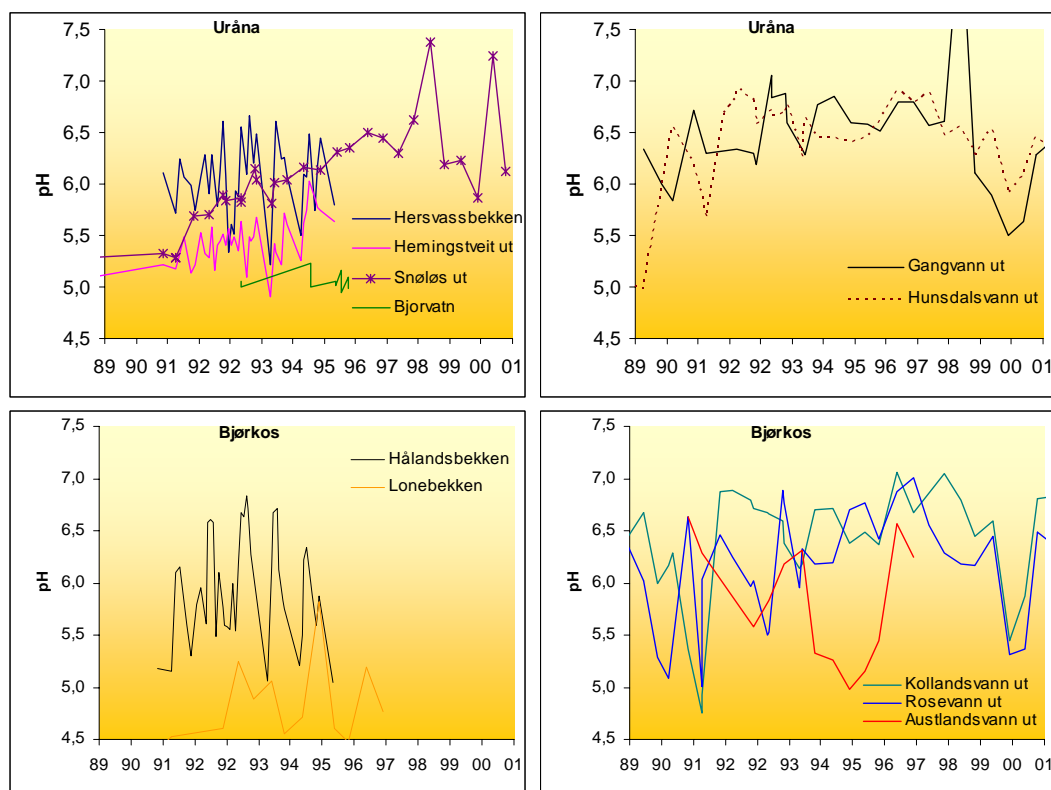
Hålandsbekken er påvirket av ulike skjellsandtiltak og representerer således ikke noen "ekte" referanse. Snøløsbekken ble kalket med 25 tonn skjellsand pr. år i tidsrommet 1989-1996, deretter 8,5 tonn/år (Barlaup m.fl. 2002). Lonebekken er ukalket og kronisk sur og har vært det hele perioden (figur 9). Hersvassbekken er også ukalket, men episodisk sur. Her varierer pH mellom årene fra 5.3 til 6.5.

I innsjøen Snøløs er det registrert en betydelig pH-økning 1997 (figur 9, tabell 14). Dette kan skyldes skjellsandkalking, men kan også være en respons på redusert sur nedbør. En tilsvarende økning i pH er registrert i Hemningstveitvatn. Nivåforskjellene i pH mellom disse to innsjøene skyldes at Hemningstveitvatn var betydelig surere enn Snøløs på 1990-tallet. Bjorvatnet er fortsatt kronisk surt, mens nabovannet Nervatn har pH verdier omkring 6. Denne forskjellen skyldes at sistnevnte vann er påvirket av en forekomst av kalkkrystall. Forekomsten er så stor at det har vært drevet kalkbrudd her.. Endringene fram til 1997 antyder en positiv utvikling i enkelte referansevann og bekker mens andre fortsatt er kronisk sure. Endringene er således ikke ensartet innenfor hele vassdraget.

I de kalka innsjøene er resultatet vurdert som tilfredsstillende i Tønnesøl og Holvatn og i Kollandsvatn, Rosevatn, Gangevatn, og Hunsdalsvatn, men ikke i Austlandsvatn (figur 9). Kalkingsinnsatsen er redusert i samtlige sjøer på 2000-tallet. Dette kan påvirke måloppnåelse. Dette ble undersøkt i 2004. Årsak til manglende måloppnåelse i Austlandsvatn er ikke avklart. Sannsynligvis har kalkingsstrategien (mengde kalk og tid mellom rekalking) vært feil.

Tabell 14. Oppsummerende tabell over vannkjemi i ulike innsjøer og elvestrekninger innenfor Rorevassdraget. Innsjøer benevnt med REF under tiltak oppfattes som referansevann upåvirket av kalking.

	Tiltak	St.	Periode	pH	LAI	Ca	Kommentarer	Kalking
BJØRKOS								
Kollandsvn	Kalka	16	92-01	6,5+0,4	11+7	3,1+0,8	Tilfredsstillende	-50%
Hålandsbk.	Ref.	6	90-96	5,9+0,5	69+66	2,5+0,8	Episodisk (pH<5.5)	
Rosevatn	Kalka	17	91-01	6,3+0,5	29+21	2,8+1,0	Tilfredsstillende	-30%
Austlandsvatn	Kalka	18	90-97	5,8+0,6	75+63	2,5+0,9	Episodisk (pH<5.5)	-60%
Lonebekken	Ref.	19	90-97	4,8+0,4	205+90	1,1+0,5	Kronisk sur	
URÅNA								
Bjorvatn	Ref.	30	93-96	5,1+0,1	138+42	1,4+0,1	Kronisk sur	
Nervatn	Ref.	31	93-96	5,9+0,2	32+23	2,3+0,4	Lite påvirket	
Hersvassbekken	Ref.	1	90-96	6,1+0,4	34+28	2,2+0,4	Episodisk (pH<5.5)	
Gangevatn	Kalka	13	90-01	6,5+0,6	10+6	2,6+0,9	Tilfredsstillende	-70%
Hemingstveitvn	Ref.	2		5,5+0,2	69+33	1,6+0,1	Moderat(pH økning)	
Snøløs	Ref.	14	90-97	6,0+0,5	26+29	2,0+0,3	pH økning	
Hunsdalsvn ut	Kalka	15	90-01	6,6+0,3	10+5	3,1+0,8	Tilfredsstillende	-70%
TØNN./HOLVN.								
Tønnesølvatn	Kalka	11	92-01	6,5+0,4	16+7	3,7+1,4	Tilfredsstillende	-50%
Holvatn	Kalka	12	92-01	6,5+0,1	20+36	3,4+1,1	Tilfredsstillende	-80%



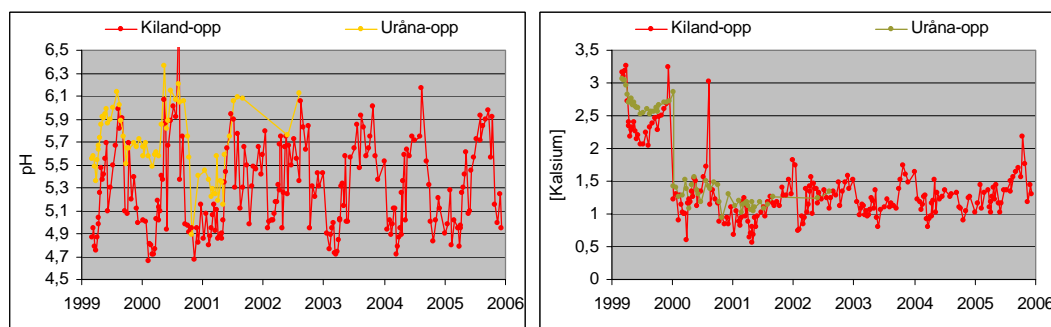
Figur 9. Effekter av kalking på pH og LAI i ulike innsjøer og bekker innenfor Uråna og Bjørkosvassdraget fra 1991 til 2001.

3.4 Resultat DN-vannkjemikontroll

3.4.1 Oppstrøms doseringsanleggene i Bjørkoselva og Uråna

DN har data fra Bjørkoselva (Kilandsvassdraget) fra 1999 ut 2005, mens denne dataserien i Uråna opphørte i 2002 (figur 10). pH-verdier lavere enn 5 måles hver vinter, mens pH i sommerhalvåret kan overstige pH 5,7. pH i Bjørkosvassdraget var systematisk lavere enn pH i Uråna. Det synes ikke å ha vært noen endring i pH i løpet av observasjonsperioden i Bjørkoselva oppstrøms dosereren. Hvordan vannkvaliteten i Urånavassdraget har endret seg kan ikke diskuteres. Selv om dette er nærliggende vassdrag, kan responsen på endringer i sur nedbør være forskjellig. Geologien i nedbørfeltene er ulik. Bjørkosvassdraget ligger i sin helhet på tungt fortvitrelig granitt

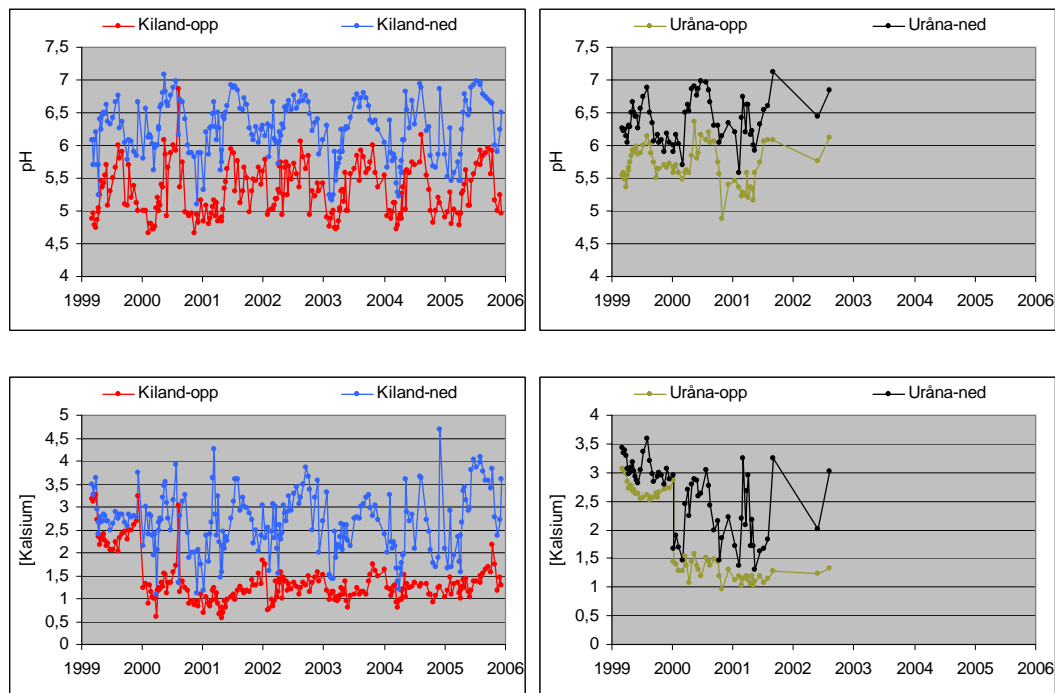
Kalsiumkonsentrasjonene målt oppstrøms doseringsanleggene i 1999 er meget høye uten at dette påvises som forskjeller i pH. Årsaken til dette fremkommer ikke i årsrapportene.



Figur 10. pH og Ca målt for DN-vannkjemikontroll i perioden 1999 til 2005 i Bjørkoselva (Kiland opp) og for perioden 1999 til 2002 i Urånavassdraget.

3.4.2 Endringer som følge av kalking

Kalkingen hevet pH med fra 0,5 til 1 pH-enheter i både Bjørkoselva og Uråna. pH var unntaksvis lavere enn 6 etter kalking på målestasjonen for effektkontrollen. Til tross for denne positive effekten på vannkvalitet ble det ikke oppnådd stabile vannkvaliteter. pH kunne være lav, særlig i vinterhalvåret eller fra høstflom til mai måned (figur 11). Dette innebærer at gyting til ørret (høst) og abbor (vår) kan ha skjedd i perioder hvor vannkvaliteten var forringet. Ettersom perioden med surt vann varierte mellom år kan de biologiske effekten av dette også ha variert mellom år.



Figur 11. pH og Ca-målinger utført for DN-effektkontroll.

3.5 Vannkjemi i målt i innsjøer i 2004 og 2005

Det ble igangsatt en vannkemisk prøvetaking i november 2004 som ble repetert i enkelte innsjøer i 2005 (tabell 15). Dette datasettet benyttes til å vurdere endringer i vannkvalitet fra 2000 til 2005. I prøvetakingene utført i 2004 og 2005 inngår det 7 kalka innsjøer, 5 innsjøer som påvirkes av ovenforliggende tiltak eller hvor tiltak er avsluttet og 5 innsjøer som er ukalket.

Tabell 15. Vannkjemi målt i innsjøer innenfor Rorevassdraget i 2004 og 2005. År for siste kalking før prøvetaking er angitt.

Navn på lokalitet	Siste gang kalking	Prøve dato	pH	Ca	RAI	ILAI	LAI	ANC µekv/l	TOC
Austlandsvatn	2003	18.11.2004	6,15	1,79	66	60	6	45,9	2,9
Austlandsvatnet	2005	18.11.2005	6,46	2,38					
Gangvatn	2004	18.11.2004	6,52	2,54	118	110	8	104	4,9
Holvatnet	2004	18.11.2004	6,24	2,32	134	127	7	81,6	5,2
Holvatnet	2004	18.11.2005	5,98	1,93					
Hundalsvatn	2003	18.11.2004	6,06	1,64	96	78	18	52,6	3,7
Hundalsvatn	2003	15.11.2005	6,06	1,55					
Kollandsvatn	2003	18.11.2004	6,44	2,58	114	104	10	95,3	5
Kollandsvatnet	2005	21.11.2005	6,77	3,40					
Rosevatn	2003	18.11.2004	5,69	1,58	194	167	27	54,3	7,9
Rosevatnet	2005	18.11.2005	6,13	2,15					
Tønnesølvatn	2004	18.11.2004	6,34	2,74	170	160	10	104	7,1
Tønnesølvatnet	2005	15.11.2005	6,37	2,71					
Bærlivatnet	2003	17.11.2004	5,83	1,32					
Hemningtveitvatnet	noe	17.11.2004	5,85	1,37					
Rore	2004	17.11.2004	5,95	1,57	120	90	30	45,4	4,2
Snøløsvatnet	noe	17.11.2004	6,03	1,50					
Vigelandsvatn*	2002	18.11.2004	5,66	1,30	134	106	28	39,7	5,1
Bjørhuslitjern	nei	17.11.2004	6,08	1,41	122	90	32	48,4	3,5
Knabevatn	nei	18.11.2004	4,52	0,39	290	181	109	-16,8	8,8
Lommetveittjern	nei	18.11.2004	4,56	0,65	333	201	132	-16,4	8,3
Sandvatnet	nei	17.11.2004	5,25	1,14					
Tingletjern	nei	18.11.2004	4,39	0,38	275	193	82	-12,5	11
Temse	nei	17.11.2004	6,89	5,12	82	73	9	289	6,7

- Vigeland er satt som noe da oppstrøms doserer ble avvirket i 2002.

3.5.1 Beregnet opprinnelig vannkjemi

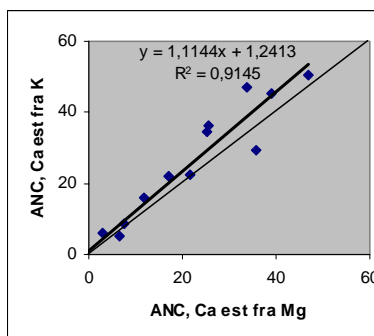
I 2004 og 2005 ble det beskrevet empiriske sammenhenger mellom en rekke ioner i ukalka innsjøer i Aust-Agder (Kroglund, 2006 ikke trykt). Basert på sammenhenger mellom Mg eller K og Ca i ukalka innsjøer kan det beregnes hva Ca kunne ha vært i vannprøven dersom vannet ikke var kalket. Sammenhengene mellom Mg eller K og Ca i ukalka innsjøer er beskrevet med ligningene:

- $Ca_{\text{est-Mg}} = (Mg * 2,41) + 0,3$
- $Ca_{\text{est-K}} = (K * 2,83) + 0,45$

ANC benyttes som mål for vannkvalitet. Ved å erstatte målt Ca i en vannprøve påvirket av kalking med en estimert Ca-konsentrasjon kan det beregnes en ukalket ANC-verdi ut fra formelen.

- $ANC = ((Ca * 49,9) + (Mg * 82,3) + (Na * 43,5) + (K * 25,6)) - ((SO_4 * 20,8) + (Cl * 28,2) + (NO_3 * 0,07))$

Det var en nær sammenheng mellom ukalket ANC beregnet ut fra Mg- og K- modellen (figur 12). Begge metodene vurderes dermed som tilfredsstillende og egnet til å beregne en ukalket Ca-konsentrasjon. Dette antyder samtidig at det ikke brukes dolomitt innenfor vassdraget.



Figur 12. Sammenheng mellom ANC hvor Ca-bidraget er beregnet ut fra relasjon mellom Mg og Ca eller K og Ca i ukalka innsjøer i Aust-Agder.

3.5.2 Beregnet vannkjemi

Med utgangspunkt i vannprøver tatt i november 2004 og modellen ovenfor er det i tabell 16 beregnet hva vannkvaliteten kunne ha vært hvis vannet ikke var kalket. I materialet inngår det vannprøver fra fire ukalka lokaliteter. I tre av disse estimeres det en høyere kalsiumkonsentrasjon enn det som ble målt (0,1 til 0,4 mg/l). Dette medfører også at det beregnes en høyere ANC enn det som måles. Årsaken til denne forskjellen er ikke avklart. De tre innsjøene hvor det beregnes høyere Ca enn det som måles har alle uvanlig høyt TOC innhold.

I alle innsjøer behandlet med kalk estimeres det en lavere Ca-konsentrasjon enn det som ble målt. Det beregnes i disse innsjøene en "ukalket" ANC verdi som spenner fra 8 til 40 $\mu\text{ekv/l}$. Dette innebærer at kalking kan avsluttes i flere innsjøer. I tabell 8 ble det satt opp grenseverdier for ørret. Disse grenseverdiene er benyttet til den individuelle vurderingen for hver innsjø. Det er da fortsatt et kalkingsbehov kun i Austlandsvatn. Kalkingen i innsjøene Holvatnet, Kollandsvatn, Rosevatn og Tønnesølvatn kan sannsynligvis avvikles. Vannkvaliteten i Gangevatn, Vigelandsvatn og i det ukalkede Bjorhuslitjern bør være tilfredsstillende. Det forventes også at Rore i dag kan ha en tilfredsstillende vannkjemi. De små humusrike innsjøene har et kalkingsbehov hvis vannkvaliteten skal gjøres tilfredsstillende for fisk.

Basert på denne vurderingen kan kalkingen avvikles i alle innsjøer i hele Rorevassdraget.

Tabell 16. Tabell over innsjøene, Ca-konsentrasjon målt i 2004 og 2005, differanse mellom målt og estimert Ca. Ca er estimert ut fra empiriske relasjoner mellom Mg og Ca og K og Ca. Dagens ANC er regnet ut fra målt vannkjemi. En ukalka ANC er beregnet ved å bytte ut målt Ca med beregnet Ca. Det er også estimert en ANC verdi ut fra den empiriske sammenhengen mellom Mg og ANC i ukalka innsjøer. I vannkvalitetsvurdering er ANC verdier <10 angitt med rød skraver (kalking nødvendig), sjøer med ANC mellom 10 og 20 er farget grønn for å markere usikker beslutning, mens sjøer med ANC høyere enn 20 er markert blå og antyder at kalking kan avsluttes. Oranje farge angir fortsatt kalkingsbehov.

	Gren	pH	LAI	Ca mg/l	Endring i Ca	Ca- est Mg	Ca- est K	ANC dagens	Ukalka ANC Mg	Ukalka ANC K	TOC	Kalkbehov
Austlandsvatn	B	6,15	6	1,79	0,8	1,0	1,0	46	8	9	2,9	Ja
Gangvatn	U	6,52	8	2,54	1,4	1,2	1,0	104	36	30	4,9	Avslutt
Holvatnet	TH	6,24	7	2,32	1,2	1,1	1,1	82	22	22	5,2	Usikkert
Hundalsvatn	U	6,06	18	1,64	0,4	1,3	1,5	53	34	47	3,7	Avslutt
Kollandsvatn	B	6,77		2,58	1,7	0,9	1,0	95	12	16	5,0	Usikkert
Rosevatn	B	5,69	27	1,58	0,7	0,8	0,9	54	17	22	7,9	Usikkert
Tønnesølvatn	TH	6,34	10	2,74	1,6	1,2	1,4	104	25	35	7,1	Usikkert
Bærlivatnet	U	5,83		1,32								
Hemmingtveitvatnet	U	5,85		1,37								
Rore		5,95	30	1,57	0,4	1,2	1,4	46	25	36	4,2	Avslutt
Snøløsvatnet	U	6,03		1,5								
Vigelandsvatn	U	5,66	28	1,3	0,0	1,3	1,4	40	39	45	5,1	Avslutt
Bjørhuslitjern	U	6,08	32	1,41	-0,1	1,5	2,1	49	47	51	3,5	Nei
Knabevatn		4,52	109	0,39	-0,4	0,8	0,8	-17	3	6	8,8	Ja
Lommetveittjern		4,56	132	0,65	-0,3	1,0	0,9	-16	-1	-4	8,3	Ja
Tingletjern		4,39	82	0,38	-0,4	0,8	0,7	-12	6	5	11	Ja

3.6 Betydningen av Rore for anadrom strekning av Nidelva

Det er ikke avklart om laks kan benytte Rorevassdraget som habitat. Vannkvaliteten i dag vil forhindre retablering av en selvreproduserende bestand, men skal ikke være til hinder for oppgang av laks. Her vurderes kun betydningen av vannkjemi fra Rore på vannkvalitet i Nidelva.

Nedbørfeltet til Nidelva er på 4015 km². Av dette er ca 540 km² langs anadrom strekning av elva. Denne beregningen er usikker og må bekreftes med en mer nøye gjennomgang av nedslagsvassdraget til anadrom strekning. Rorevassdraget bidrar til ca 200 av de 540 km². Kalkingen av Rore er en del av kalkingsstrategien av Nidelva. Endringer i kalkingsstrategien i Rorevassdraget vil kunne påvirke vannkvalitet nedstrøms samløpet. I hvilken grad kalkingen i Rore påvirker vannkvalitet i Nidelva er ikke tidligere utredet. For å vurdere om så er tilfellet er det her fremskaffet flere datasett, hvor ingen av disse var etablert med dette spørsmålet som formål.

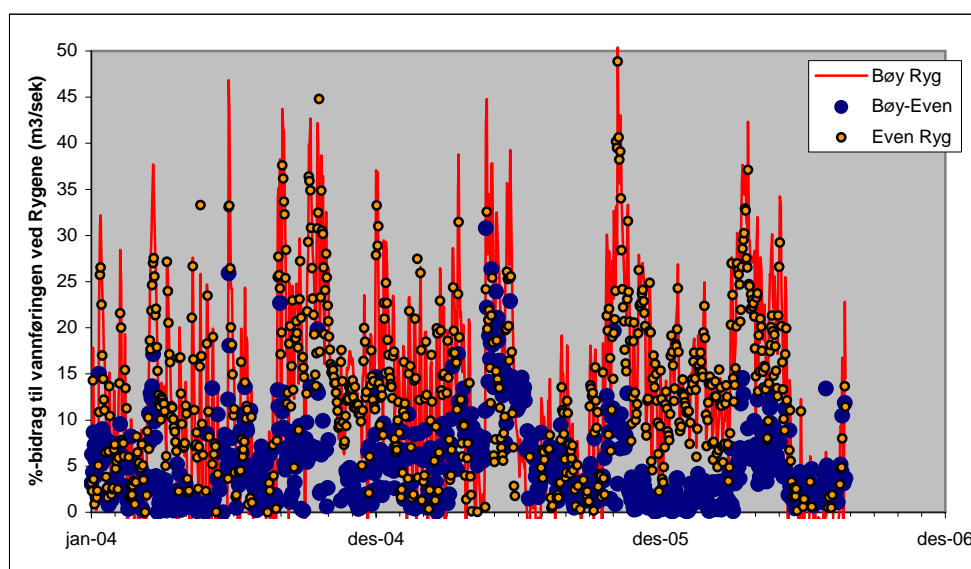
3.6.1 Hydrologi

Nedbørvassdraget til Rorevassdraget utgjør omlag 5 % av nedbørvassdrag til Nidelva. Nidelva har et nedbørvassdrag på 4015 km². Midlere årsavrenning fra Rorevassdraget er gjennomsnittlig 27 l/s/km, eller 5,3 m/s ved utløpet. Basert på areal bidrar Rore med ca. 4,3 % av vannføringen i Nidelva. I perioder vil vassdraget kunne bidra mer til vannføringen i Nidelva enn det arealet tilsier. Basert på vannføringsdata fra Agder Energi (v/Edgar Ommundsen) for perioden fra 1.januar 2004 til 18. august 2006 øker vannføringen fra Bøylefoss til Eivinstad med 4,2%, med 9,3% fra Eivinstad til Rygene og med 12,6% fra Bøylefoss til Rygene. I korte perioder kan vannbidraget for restvassdraget til Nidelva (området fra Bøylefoss til Rygene) overstige 25% (figur 13). Det er summert antall dager med %-

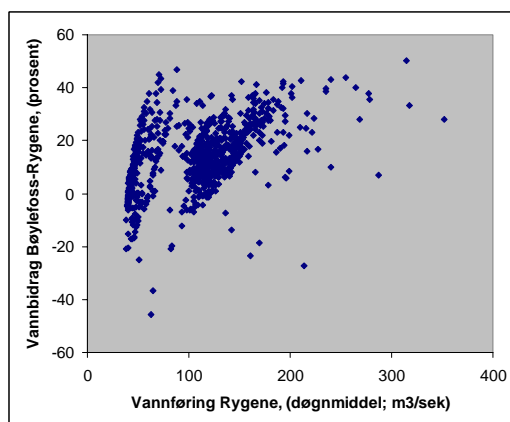
bidrag innenfor persentilgrupper i tabell 17. Negativt bidrag vil inntreffe hvis det slippes vann ved Bøylefoss som ikke er registrert ved Rygene. Vann vil også kunne trenge inn i Rore fra Nidelva under spesielle forhold. Positivt bidrag innebærer at restvassdraget bidrar med vann. Dette bidraget var >20% i 25% av tiden. Det er ingen innlysende sammenheng mellom vannføringsbidrag fra restfettet til Nidelva nedstrøms Bøylefoss og vannføringen ved Rygene (figur 14).

Tabell 17. Antall dager restvassdraget til Nidelva nedstrøms Bøylefoss bidrar med negativ eller positiv andel av vannføringen.

Vannføringsbidrag i %	Antall dager
(-50)-0	124
0-10	288
10-20	311
20-30	168
30-40	63
40-50	13
>50	1



Figur 13. Daglig bidrag fra delvassdragene Bøylefoss-Eivindstad, Eivindstad-Rygene og Bøylefoss-Rygene til vannføringen målt ved Rygene. Data fra Agder Energi.



Figur 14. Vannføringsbidraget i prosent fra restvassdraget til Nidelva (Bøylefoss til Rygene) i forhold til vannføringen ved Rygene.

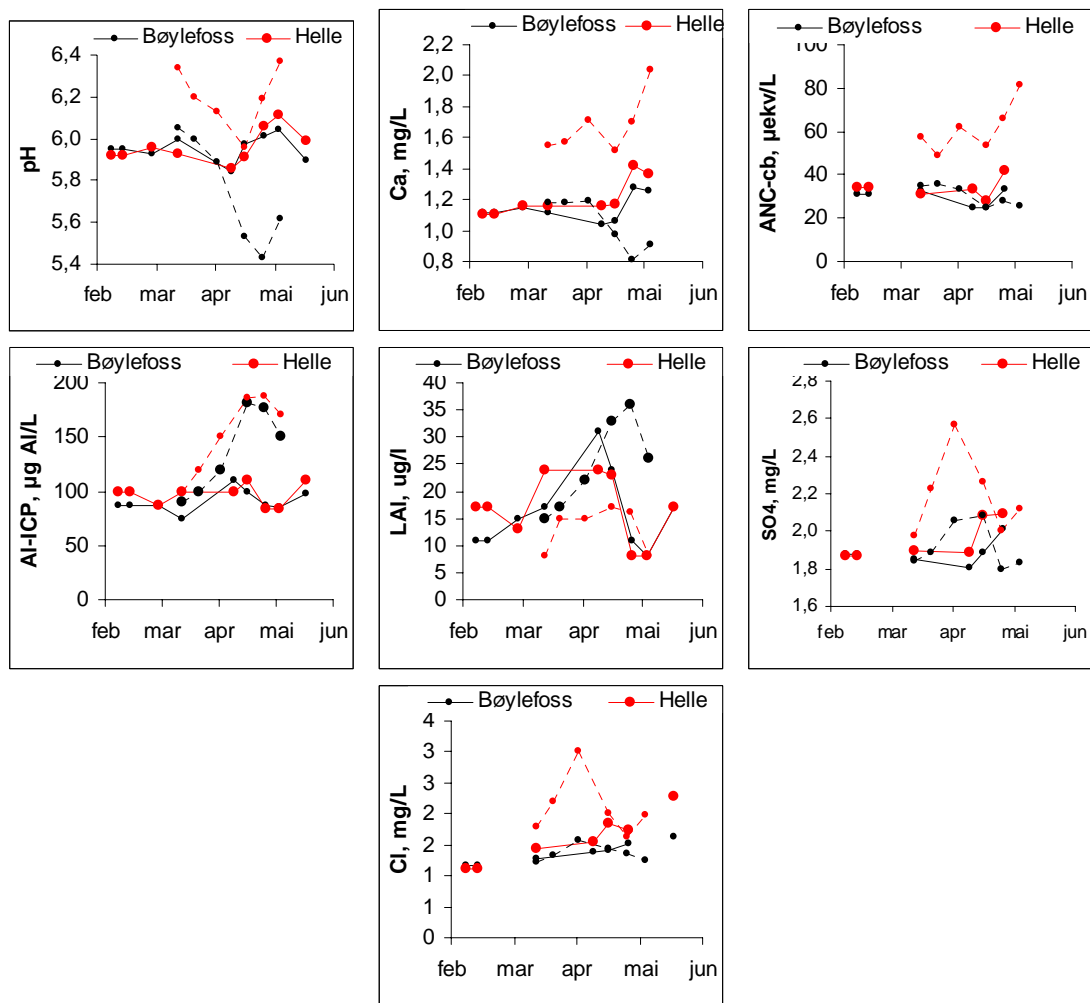
Basert på vannføringsbidrag kan det ikke utelukkes at vann fra Rorevassdraget, sammen med vann fra resten av restvassdraget, faktisk kan påvirke vannkvalitet i Nidelva. Graden av påvirkning vil avhenge av hvor godt Nidelva kalkes, hvor mye Al Nidelva inneholder og tilføres (jfr pH/LAl likevekter) samt hvilke pH-nivåer som opprettholdes ved Rygene. Såfremt pH målt ved Rygene ikke underskrider de fastlagte målverdiene har vann fra Rore sannsynligvis mindre betydning for overlevelse til anadrom fisk i elva. Effekter på vekst kan ikke utelukkes. Et areal nedstrøms samløpet mellom Rore og Nidelva vil være uegnet for laks på grunn av pågående kjemiske reaksjoner (Al-transformasjoner). Størrelsen på dette arealet avhenger av temperatur, mengde Al Nidelva tilføres samt temperatur. Tilsvarende blandsoner vil forekomme flere steder innen vassdraget.

3.6.2 Kjemi - lakseforsøkene

Det foreligger data fra 2005 (før kalkingen av Nidelva) og 2006 (etter igangsettelse av kalking) tatt ved Bøylefoss (ca 13 km oppstrøms) og Helle (ca 6 km nedstrøms) samløpet mellom Rore og Nidelva. Temsebekken kommer inn i vassdraget mellom Rore og Helle. Denne bekken drenerer et område på 10,5 km² og har meget god vannkjemi mht forsurening. Vi har ikke tilgang til vannkjemi fra andre bekker oppstrøms Rore.

I 2005 var pH ved Helle i perioder ca 0,1 pH enhet høyere enn pH ved Bøylefoss (figur 15). Forskjellene var ubetydelige i februar og mars og økte i april og mai. Det var ingen forskjell i Ca i den første perioden, mens Ca var 0,1 til 0,2 mg høyere ved Helle enn ved Bøylefoss fra slutten av april. ANC var høyere ved Helle enn ved Bøylefoss. Forskjellene i total-Al var < 25 µg Al/l, hvor det normalt ble målt høyest konsentrasjon ved Helle. Konsentrasjonen av LAl varierte på begge stasjoner mellom 10 og 25 µg Al/l. Konsentrasjonen var høyest ved Helle først i perioden, deretter var konsentrasjonene mer like. Med unntak av de to første målingene var det alltid mer SO₄ ved Helle enn ved Bøylefoss. Samme forskjell ble påvist for Cl. Sistnevnte forskjeller kan skyldes forskjeller i grad av sjøsaltpåvirkning med økende avstand fra kysten. Samlet viser målingene at det er forskjeller i vannkvalitet fra Bøylefoss til Helle, hvor vannkvaliteten ved Helle relativt til Bøylefoss var best seint i perioden. I 2006 var forskjellene større mellom disse to stasjonene. Dette skyldes for pH, Ca og ANC at vassdraget var kalket nedstrøms Bøylefoss. Større forskjeller i SO₄ og Cl tyder på bidrag fra andre vannkilder.

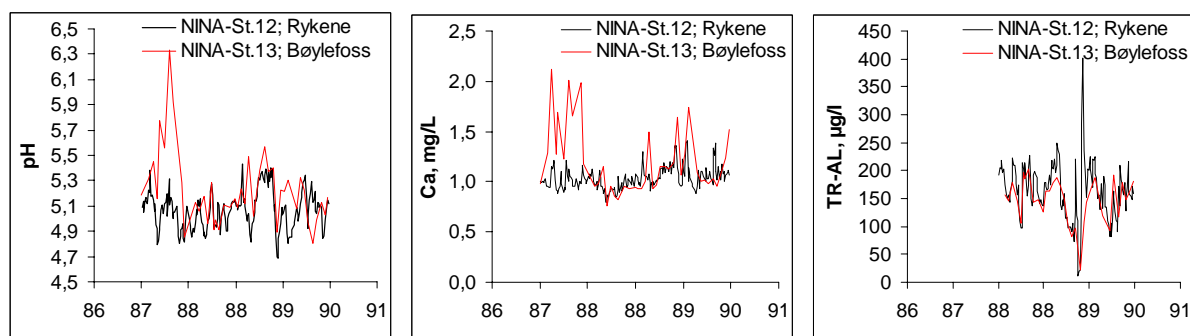
Det er ikke umiddelbart opplagt av forskjellene målt innen anadrom strekning av Nidelva kan relateres til vannbidrag fra restvassdraget alene. Det kan ikke utelukkes at prøvetakingsstasjonen ved Helle var lite hensiktsmessig ut fra problemstillingen ovenfor da prøvetakingsstedet kan være påvirket av vann fra minstevannføringsløpet (og dermed Temse) mer enn fra selve hovedelva. Endringene kan således ikke relateres til vannbidrag fra restvassdraget med sikkerhet. Det trengs nye data for å vurdere dette.



Figur 15. Vannkjemi ved Bøylefoss og Helle i 2005 (heltrukken strek) og i 2006 (stiplet strek).

3.7 Sammenligning av lange dataserier

NINA analyserte vannkjemi ved Bøylefoss (St.13) og Rykene (St.12) i perioden 1987 til 1990 (figur 16). Dette datasetter er fra perioden før kalking av delvassdrag innenfor Rorevassdraget og før de store kalkingsprosjektene i Nidelva ble igangsatt. I dette datasettet påvises det også periodevise forskjeller i kjemisk nivå mellom stasjonene. Det var perioder med noe bedre kjemi oppstrøms Rore (ved Bøylefoss) enn nedstrøms (ved Rykene). Om dette kan tilskrives Rore er imidlertid ikke avklart.



Figur 16. pH, Ca og total-Al målt ved Bøylefoss og Rykene i perioden 1987 til 1990. Data fra NINA elveserie.

4. Samlet vurdering av tiltaksbehov

4.1 Innlandsfisk

4.1.1 Vurderinger av vannkvalitet i innsjøer

Urånassvassdraget: Basert på midlere årsverdier synes de vannkjemiske målene med hensyn til innlandsfisk å være oppnådd. Endringene i vannkvalitet som følge av redusert kalkingsinnsats spores som redusert pH og økende konsentrasjoner LAI. Denne endringen vil stanse opp etter hvert som vassdraget blir mer og mer upåvirket av tidligere kalking.

Bjørkosvassdraget: Basert på midlere årsverdier synes de vannkjemiske målene med hensyn til innlandsfisk å være oppnådd. Ettersom dette delvassdraget fortsatt kalkes er vannkvaliteten i dag sterkt påvirket av denne aktiviteten.

Austlandsvatn har et fortsatt kalkingsbehov hvis man ønsker å opprettholde en fiskebestand der.

Rorevassdraget: Basert på midlere årsverdier synes de vannkjemiske målene med hensyn til innlandsfisk å være oppnådd. Endringene i vannkvalitet som følge av redusert kalkingsinnsats i Urånassvassdraget spores som redusert pH med økende konsentrasjoner LAI. Kritisk grense for innlandsfisk var ikke overskredet i 2001.

4.1.2 Vurderinger av vannkvalitet i elver

Det påvises forsurende episoder i flere av bekkene og elvene innenfor Rorevassdraget. Episodene kan være kritisk for fisk. Disse vil kun berøre fiskebestander som oppholder seg i bekken/elva under en episode. Dette vil i praksis bety fra befruktning til at yngelen forlater elva.

Episodene i elvene har en kortvarig natur. Betydningen av disse kan således underrepresenteres i en enkelt vannprøve tatt fra utløpet av en innsjø. Mens årsmiddelverdi eller den integrerte vannkjemisk (prøver tatt under sirkulasjonsperioden i en innsjø om høsten) kan antyde tilfredsstillende vannkvalitet i tilførselsbekkene og elvene variere mer og bli kritisk for fisk. Det kan således være et misforhold mellom vurderinger basert på innsjøkjemisk og vurderinger basert på elveprøver.

Basert på målingene utført for DN-vannkjemikontroll i Uråna fram til 2002 kan det fortsatt være behov for kalking i perioder. Episodene i dette delvassdraget var mer moderate enn i Bjørkoselva. Likevel kan episodene motvirke reetablering av en naturlig bestandsstruktur. Urånassvassdraget bør prøvofiskes for å fastsette endringer i fiskestatus fra kalkingen ble avvirket i 2002.

Basert på målingene utført for DN-vannkjemikontroll i Bjørkosvassdraget er det fortsatt behov for kalking. Dette må bekreftes med fiskebiologiske undersøkelser.

4.1.3 Vurderinger basert på innsjøprøver tatt i 2004 og 2005

I vurderingen av innsjøer fra 2004 og 2005 konkluderes det med at kalkingen kan opphøre. Det måles tilfredsstillende høye ANC-verdier i Gangvatn og Hunsdalsvatn, mens behovet for fortsatt kalking er noe mer usikkert for Kollandsvatn, Rosevatn, Tønnesølsvatn og Holvatn. Det synes heller ikke å være behov for kalking av Vigelandsvatn og Rore. Det ble ikke tatt vannprøver ut av Syndle i 2004 så denne innsjøen er ikke vurdert her. Det må her presiseres at denne konklusjonen kun gjelder vannkjemisk innsamlet på utløpet av en innsjø. Vannkjemisk i innløpsbekker og i nedenforliggende bekker kan være kritisk for fisk i episoder. Disse episodene fanges ikke opp i en integrert uløpsprøve. Denne problemstillingen er ytterligere belyst i prosjektet ANC-recovery (B.O.Rosseland upublisert data). Konklusjonen fra dette prosjektet er at kortvarige episoder i innløpsbekkene kan drepe fisk, men

slike episoder trenger ikke synes i vannkjemien på utløpet av innsjøer (jfr Bjørkoselva og Syndel utløp, denne rapporten).

4.1.4 Vurderinger av betydningen kalking i Rorevassdraget har for laks i Nidelva

Rorevassdraget bidrar i perioder med mye vann til Nidelva. Dette vassdraget, sammen med andre ukalka delvassdragene innenfor restvassdraget til Nidelva (områdene nedstrøms Bøylefoss) kan resultere i at pH i Nidelva avtar i perioder når restvassdragbidraget til vannføring er stort. Når pH avtar vil det remobiliseres gjellereaktivt Al. Så lenge pH målt ved Rygene ikke underskrider de fastsatte pH-grensene bør dette ikke stor effekt på laksebestanden i elva. Dette kan analyseres ved å kople vannføringsdata til den kontinuerlige pH-loggingen ved Rygene.

Det vannkjemiske materialet som foreligger fra anadrom strekning av Nidelva er ikke egnet til å belyse om endringer i kalkingsstrategien i Rorevassdraget kan ha negative effekter på laks i Nidelva. Det forventes likevel at effekten er beskjedne. Dette er tema for en undersøkelse som pågår i Nidelva (Kroglund pågående prosjekt).

4.1.5 Konklusjon

Det er et fortsatt tiltaksbehov i bekker og elver innenfor Rorevassdraget. Vannkjemi i innsjøene synes tilfredsstillende. Ut fra dette foreslås det alternative strategier i neste kapittel.

5. Forslag til endringer i strategi

En endring i kalkingsstrategi bør motiveres ut fra kunnskap om fiskebiologisk status, ikke kun vannkjemi. Basert på vannkjemi er det grunnlag for å anbefale at det utføres fiskeundersøkelser i innløpselvene til Vigelandsvatn og Syndle. Innsjøene er prøvefisket flere ganger. Her siteres det fra fiskeundersøkelsene utført av Kleiven og Barlaup (2004):

Syndle: *Det vart ikkje fanga aure på prøvefisket i Syndle i 1999, og det er ein markert nedgang frå 1991 og 1994. Det stemmer godt med observasjonar som Oddvar Bjørkås (pers. medd.) har gjort. Da doseraren i Hålandslona vart sett i drift (1990), tok aurebestanden i Kilandsvatn seg opp att. Også i Syndle skjedde det ei styrking av aurebestanden etter at kalkdoseringa kom i drift (Oddvar Bjørkås, pers. medd.), men nå er auren "heilt vekk". Nedgangen i aurefangsten kan delvis skuldast ein stor gjeddebestand. Etter kategorisering gjort av Forseth m.fl. (1997), var fangst pr. innsats (100 m² garnareal) av tryte i Syndle låg (<15) i 1991, middels (30-45) i 1994 og over middels (45-69) i 1999.*

Vigelandsvatn: *På prøvefiske i 1991 var det god fangst av aure i Vigelandsvatn I 1995 og 2000 var fangsten av aure redusert med om lag 30% i høve til 1991. For tryta var det bortimot ei fordobling frå 1991 til 1995, men ein liten nedgang att i 2000. Etter kategorisering gjort av Forseth m.fl. (1997), var fangst pr. innsats (100 m² garnareal) av aure i Vigelandsvatn middels (5,0-7,5) i 1991 og under middels (2,5-5,0) både i 1995 og 2000. Tilsvarande for tryta var fangsten under middels (15-30) i 1991 og middels (30-45) både i 1995 og 2000.*

Disse undersøkelsene er utført som garnfiske i innsjøene og diskuterer derfor heller ikke betydningen av vannkvalitet i gytebekkene for fiskebestand i innsjøene. For ørret representerer perioden fisken er på bekken fra gyting til ungfisken forlater elva de mest kritiske livsfasene. Følgende problemstillinger kan derfor reises: *hva betyr vannkvalitet i innløpsbekkene for produksjon og bestandsstatus til ørret i innsjøene? Videre: hva betyr forsuringsepisoder i overflatevannet i innsjøene om vinteren og våren for overlevelse til abborrogn?* Massiv fiskedød i Store Finntjenn våren 1988 er koplet til en slik forsuringsepisode høsten 1987 (Kaste m.fl., 1999). I fremtidige fiskebiologiske undersøkelser må fiskestatus og vannkvalitet i gytebekkene vurderes. Det generelle ellers er at innsjøene vil bidra til å dempe effektene av forsuringsepisoder.

Basert på det vannkjemiske måleprogrammet er innløpselvene til Vigelandsvatn og Syndle påvirket av forsuringsepisoder. Kalkingen i Urånassdraget gjenopptas ikke før det foreligger dokumentasjon på at dette er nødvendig for å sikre en stedegen livskraftig fiskebestand. Fiskestatus bør undersøkes så snart som mulig for å dokumentere effektene av at kalkingen opphørte i 2002.

Kalkingsstrategien for Bjørkoselva må endres. Det foreslås her to alternative strategier. Det ene er å flytte dages doserer i Bjørkoselva nedstrøms Kilandsvatn. Alternativet er å stanse driften av denne dosereren og i større grad satse på bruk av skjellsand og/eller kalksteinsgrus. Denne siste strategien er motivert ut fra at elvestrekningen oppstrøms Kilandsvatn (og oppstrøms dosereren) har vært skjellsandbehandlet siden 1972. Her er det etablert ørret til tross for at vannkjemi tilsier at denne arten ikke skal klare seg. En sannsynlig årsak til at ørret overlever i skjellsandkalka lokaliteter er at skjellsand forbedrer vannkjemi i grusen. Den vil da bidra til å beskytte de mest følsomme livsstadier. Når yngelen forlater grusen er den mer robust i forhold til forsuring og kan tolererer forsuringsepisoder av en viss intensitet og styrke. Hvis episodene blir for kraftige vil også yngel og eldre fisk dø. Det at fisk overlever i vassdrag påvirket av episoder innebærer ikke at fisken er upåvirket av vannkvalitet. Episodene kan bidra til å forringe bl.a. vekst og gametkvalitet. Dette går da ut over produksjon og størrelsen på fisken.

Uavhengig av hvilke alternativer som velges er det nødvendig å få utført et prøvofiske i Bjørkoselva (oppstrøms og nedstrøms Kilandsvatn), i utløpet fra Holvatn samt oppstrøms Vigelandsvatn i Urånassdragnet. Dette prøvofiske har som formål å bekrefte observasjonene gjort lokalt mhp fiskestatus, samt gi grunnlag for en senere evaluering av effekten av en endring i strategi.

5.1 Dosering av kalking, alternativt silikat i Bjørkoselva

Den sannsynlige årsaken til at Bjørkosdosereren ikke gir tilfredsstillende vannkvalitet er at elva inn i Kilandsvatn ikke makter å transportere nok kalk frem til de nedre delene av Bjørkoselva i perioder av året. Underskudd av kalk vil særlig inntreffe i perioder hvor vannføringen ut av Kilandsvatn er lav. Når vannbidraget fra Kilandsvatn er lavt vil vannbidrag fra andre delfelt til Bjørkoselva kunne dominere og bestemmer vannkvalitet.

Doseringsanlegget må plasseres lengre ned i vassdraget. Det er antydnet flere forslag, alle markert i figur 17. **Forslag 1** er plassert ut fra nærhet til vei. Denne plasseringen innebærer at ½ vassdraget blir lite påvirket av kalking. Stasjonen er også plassert oppstrøms samløpet med bekk fra Austlandsvatn. Det må tas hensyn til vann fra dette sidevassdraget ved dosering. **Forslag 2** innebærer at hele vassdraget kan behandles. Plasseringen er imidlertid uheldig da det i perioder vil være lav til ingen vannføring på stasjonen. Dette forslaget vurderes derfor som mindre hensiktsmessig, jfr. dagens situasjon med forsureningsepisoder.

Alle andre stasjonsplasseringer forutsetter at det bygges vei. Dette vil fordyre etableringskostnadene. **Forslag 3** og **Forslag 4** vurderes som lite hensiktsmessige ut fra avstand til eksisterende vei. Dette innebærer at kun Forslag 1 synes relevant. Dette betyr samtidig at en betydelig andel av vassdraget blir ukalket. Dette kan oppfattes som en forringelse av eksisterende løsning og målsetning.

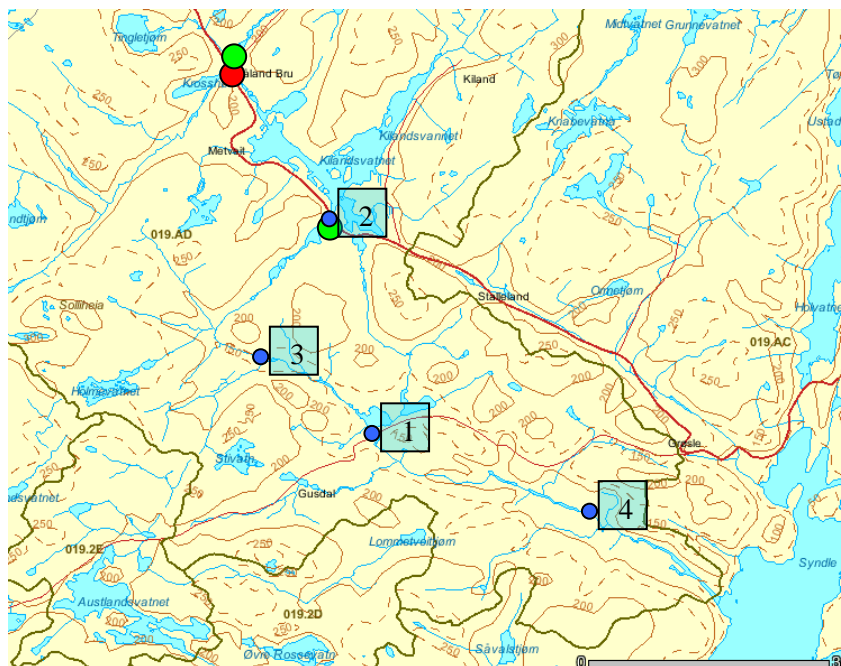
Andre forhold

Vassdraget bør boniteres for endelig plassering av doserer fastsettes. Hvis det er viktige gyteområder oppstrøms Forslag 1 må plassering av dosereren revideres.

Vannbidrag fra delfelt til Bjørkosvassdraget bør undersøkes for å utrede deres relative bidrag til vannføring og vannkjemi gjennom året (jfr. evalueringen av delfelt til Nidelva gitt ovenfor). Selv om delvassdragene til Bjørkoselva er små, kan de likevel være viktige for vannkvalitet i Bjørkoselva og bestemme vannkvalitet i perioder.

Uavhengig av plassering av doserer må anlegget sikre tilfredsstillende pH-verdi i hele målområdet og gjennom hele året. Doseringen må ta hensyn til vanntilførsler nedstrøms dosereren. Dette innebærer at målområde og målestasjon må flyttes nedover i vassdraget i forhold til dagens plassering. Det er vanskelig å etablere en vannkjemiprøvetakingsstasjon i de nedre delene av elva. Det må derfor etableres en empirisk sammenheng mellom vannføring og kjemi ved dosereren og nederst i elva. Det vil også være ønskelig med pH-styring av anlegget. Anlegg kan styres ut fra oppstrøms og nedstrøms pH. For å sikre at vann fra sidebekker også avgiftes synes nedstrøms pH-styring mest hensiktsmessig. Dette bør vurderes av Rolf Høgberget v/NIVA før endelig beslutning.

Det er hittil dosert kalk i Bjørkoselva. Silikatbehandling av vassdraget kan være et alternativ. Silikat vil lettere løses i vann enn kalk. Ettersom plasseringshensyn av doserer er uavhengig av valgt avsyrimiddel synes ikke silikat å gi muligheter utover det som er skissert ovenfor.



Figur 17. Dagens vannkjemi prøvetakingsstasjoner i Bjørkoselva (grønne prikker), dagens plassering av kalkdoserer (rød prikk) samt forslag 1 til 4 mhp nye plasseringer av doserer.

5.2 Skjellsand og/eller kalkstein som alternativ strategi

Strategi

Dagens dosering av kalk avvikles. Det legges i stedet ut deponier med skjellsand og/eller kalkstein i deler av eller i hele Bjørkoselva. Det må organiseres et opplegg for å spre skjellsand og kalkstein ut i bekken. Ut fra et ønske om økt kunnskap om denne type strategier ville det være ønskelig at det legges skjellsand i de nedre delene av vassdraget og at det legges kalkstein øverst. Det vil da være mulig å evaluere begge tiltakstypene.

- 1) hele elva behandles. Alle deler av vassdraget kan produsere yngel. Hele vassdraget må prøvofiskes før utlegging av skjellsand for å kunne måle effekten av tiltaket.
- 2) kun nederste ½ part av elva behandles i første omgang. Øverste ½ part blir da en kontroll i forhold til nedenforliggende tiltak. Hele vassdraget bør prøvofiskes for å kunne måle effekten av tiltaket.

Utlegging av deponier

Utlegging av deponier trenger ikke forutsette tilgang på vei. Skjellsand og kalkgrus vil kunne kjøres ut i de periodene av året terrenget tillater transport med terrenggående kjøretøy. Gårdbruker i området vil ha kunnskap om hva som er mulig/umulig.

Hvis strategi endres til skjellsand og/eller kalkstein må fiskeinteressene i området involveres i dette arbeidet. Det må også utføres en vurdering av mengder, spredningsmetode og en vurdering av hvor ofte dette må repeteres. Det er gitt anbefalinger i tidligere DN rapport (Barlaup m.fl., 2002). Denne bør legges til grunn for tiltaket.

5.3 Evaluering av effekt av endret strategi

Det vil alltid være usikkerheter forbundet med den type evalueringer som er gjort i denne rapporten. Resultat bør derfor etterprøves. Dersom det ikke påvises en bedring i økologisk tilstand i vassdraget i løpet av de første årene etter at strategien endres må strategien reevalueres. Feilen kan skyldes de

grenseverdiene for pH; LAI og ANC som er benyttet, svakheter i modellen for å beregne en ukalket vannkvalitet og betydningen av episodene.

Hvis det igangsettes de foreslåtte endringene i kalkingsstrategi kan resultatet bli:

- Fiskestatus forblir som før
- Fiskestatus forringes
- Fiskestatus forbedres

Dersom fiskestatus er svak og forblir svak tyder dette på at endringen ikke hadde noen positiv effekt på fisk, alternativt at det er andre årsaker til svak status. Hvis fiskestatus forringes må strategien endres. Dersom fiskestatus forbedres kan dette ha betydning for andre innsjøer/vassdrag som er kalket med strategien hittil benyttet innenfor Rorevassdraget.. Det er i rapporten pekt på at fisk på innløpsbekken ikke beskyttes av innsjøkalking.

Før det igangsettes endringer i tiltaket må fiskestatus dokumenteres i de berørte områdene.

Dersom elva er "fisketom" før tiltak kan det være hensiktsmessig å sette ut fisk av lokal stamme samtidig med tiltaket. Fisk av lokal stamme vil kunne være fisk hentet i Birkeland-Hålandsbekken.

6. Referanser

- Barlaup, B., Hindar, A., Kleiven, E. og Raddum, G.G. 2002. Bekkekalking med skjellsand og kalkgrus effekter på vannkjemi, bunndyr og fisk. Direktoratet for naturforvaltning, Utredning 2002-5. 66 s.
- Dalziel TRK, Kroglund F, Lien L, Rosseland BO. 1995. The refish (restoring endangered fish in stressed habitats) project, 1988-1994. *Water Air And Soil Pollution* 85(2):321-326.
- Forseth, T., Halvorsen, G.A., Ugedal, O., Fleming, I., Schartau, A.K.L., Nøst, T., Hartvigsen, R., Raddum, G., Mooij, W. og Kleiven, E. 1997. Biologisk status i kalka innsjøer. NINA Oppdragsmelding 508: 1-52.
- Gustavsen, P.Ø. 2003. Kalkingsplan for Aust-Agder 2003-2008. Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 3-2003. 22 s.
- Hansen, J.P. og Snekvik, E. 1978. Kalkingsprosjektet Kilandsvatn - innlandsfiskeremnda i Grimstad. Brev til Direktoratet for vilt og ferskvannfisk frå Fiskeforskningen 21.11.78, 7 s.
- Hindar, A. 1987. Holvannet, Aust-Agder. S. 81-86 i: Hindar, A. (red.): Kalkingsvirksomheten i 1987. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 2-1987. 100 s.
- Hindar, A. 1989. Holvannet, Aust-Agder. S. 57-58 i: Kleiven, E. (red.): Kalkingsvirksomheten i 1987. Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport nr. 6-1989. 72 s.
- Hindar, A. and Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, Southern Norway, in relation to postglacial marine deposits. *Acid Rain Research, Report 21/1990*, NIVA, 47 pp.
- Hindar, A., Hesthagen, T. og Raddum, G.G. 1996. Undersøkelser i kalkede vann og vassdrag - innhold og omfang. Utredning for DN Nr. 1996-5, 25 s.
- Kaste, Ø. og Kroglund, F. 1995. Vannkjemi. S. 90-100 i: Romundstad, A.J. (red.). Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1993. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1995-2, 181 s.
- Kaste, Ø., Brettum, P., Kleiven, E., Kroglund, F., Oug, E., Walseng, B. 1999. Store Finntjenn i Aust-Agder. Vannkemisk og biologisk utvikling i løpet av 15 år med kalking. NIVA rapport OR-4046, 74 s.
- Kleiven, E. 1994. Fisk. S. 132-140 i: Anon. (red.). Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1994-3, 209 s.
- Kleiven, E. 1995. Fisk. S. 108-117 i: Romundstad, A.J. (red.). Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1993. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1995-2, 181 s.
- Kleiven, E. og Håvardstun, J. 1997. Fiskebiologiske effekter av kalking i 50 innsjøer. NIVA-rapport, 3765-97. 174 s.
- Kleiven, E. og Barlaup, B., 2004. Fiskebestandene i Syndle og Vigelandsvatn, Aust-Agder. Frå sterkt foruringskadede til tette bestander etter kalking. NIVA rapport 4930, 38s.
- Kleiven, E., Lie, M., Kroglund, F. 2006. Prøvefiske i 2005 i samband med kalkingsslutt i fire innsjøer i Grimstad kommune, Aust-Agder. NIVA rapport 5183; 34 s.
- Kroglund, F. 1994. Vannkemisk overvåking. S. 104-115 i: Anon. (red.). Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1994-3. 209 s.
- Kroglund F, Wright RF, Burchart C. 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Oslo: Norwegian Institute for Water Research. Report nr 111. 1-61 p.
- L'Abée-Lund, J.H., Hindar, A., Matzow, D. og Kleiven, E. 1985. Vannkjemi og fisk i det kalkede Birkedal-Hålandvassdraget. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen, rapport nr. 10-1985. 30 s.
- Matzow, D. og Simonsen, J.H. 1997. Kultiveringsplan for innlandsfisk, laks og sjøørret i Aust-Agder. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen, Høringsutgave 1997. 58 s.
- Sevaldrud, I.H. og Muniz, I.P. 1980. Sure vatn og innlandsfisket i Norge. Resultater fra intervjuundersøkelsene 1974-1979. SNSF-prosjektet. IR 77/80. 95 s.
- Sevaldrud, I.H. og Skogheim, O. 1985. Fiskestatus og vannkvalitet i Agder - 1983. Intern rapport. Direktoratet for vilt og ferskvannfisk, Rapport fra Fiskeforskningen, 33 s.
- Skov, A., Vikse, P. og Matzow, D. 1990. Kalkingsplan for Aust-Agder 1990-1993. Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen, rapport nr. 11-1990. 242 s.

Vedlegg A.

Det er her gjengitt en evaluering av fiskestatus i Rorevassdraget utarbeidet av Einar Kleiven, NIVA i 2003. Denne statusen sammen med nyere undersøkelser utført de siste årene danner kunnskapsnivået med hensyn til fisk benyttet i denne rapporten.

Fisk

Rorevassdraget har en todelt arts sammensetning av fisk. Fiskestatus innen vassdraget er undersøkt eller registrert ved flere anledninger. Øverst er det bare ørret og tryte og enkelte bekkerøyer (**Kleiven 1994, 1995**). Tidligere var det også røye i allefall i Hemingstveitvatn, Vigelandsvatn og Røynevatn. I Snøløs er det registrert et eksemplar av krøkle. I Syndle og Rore er det også sik og gjedde. I en av de to mindre tjennene ved Rosholtjenna, øst for Rore, kom det på 1990-tallet inn sørv (jf. **Tønnevold 2002**). Og nylig er det registrert sørv også i Syndle.

Det er foretatt fiskeundersøkelser i Imenestjenn (1985, 1989), i Bjorvatn, Nervatn, Hemingstveitvatn og Kilandsvatn (1993), Vigelandsvatn (1991, 1995, 2000) Syndle (1991, 1994, 1999). og Kollandsvatn (1995) (**Hindar og Kleiven 1990; Kleiven 1994, 1995; Kleiven og Håvardstun (1997); Forseth m.fl. 1997**). Imenestjenn, Bjorvatn og Nervatn er ikke kalket. I de andre innsjøene er det registrert en positiv effekt av kalking på aure og tryte. I de andre lokalitetene er det ikke foretatt noe oppfølgingsfiske, men lokale tilbakemeldinger er positive i den forstand at fisken er tilbake i til dels for stort antall. Således er det utfisking på gang i Bærlivatn og Hunsdalsvatn og også i det undersøkte Vigelandsvatn (**Erling Hægeland, pers. medd.**), der LFI Bergen og NIVA samarbeidet med lokale krefter om et utfiskingsprosjekt (Kleiven og Barlaup, 2004). Det er også rapportert om nyetablering av tryte både i Rosevatn og Kilandskilen (**Knut Igland, pers. medd.**). Tryta har sannsynligvis vandret ned fra Urdalstjenna.

Kort om kalkingseffekter på fisk

Syndle: En fangst på bare 14 tryter på 70 garn på prøvefisket i 1991 viste at tryta var nær utryddet av forsuring (Kleiven 1994 og Kleiven og Håvardstun 1997). Det ble også fanget lite aure. Grunnet kalking ble pH hevet såpass i 1992 at det resulterte i en svært sterk trytebestand som viste seg i prøvefisket i 1994. Innslaget av aure var omtrent som i 1991. På et nytt prøvefiske i 1999 ble utbyttet enda noe bedre, men da ble det ikke tatt noe aure (Kleiven og Barlaup 2004.). Gjeddebestanden var vanskelig å si noe om utifra prøvefisket da fangsten var ujevn. Sik var det veldig lite av alle åra. Aurefangstene avspeiler situasjonen slik Oddvar Bjørkås (pers. medd.) har opplevd det. I de første åra var det godt med aure, men den avtok og nå er den helt borte. Bjørkoselva var ei god gyteelv tidligere, men nå er den nedre delen helt død. Av sik og særlig gjedde er hans inntrykk at det er mer enn de ulike prøvefiskene gir inntrykk av.

Vigelandsvatn: Prøvefisket i 1991 viste at tryta var nær ved å bli utryddet (Kleiven 1994 og Kleiven og Håvardstun 1997). Auren så ut til å ha greidd seg bedre. Fangsten av tryte ble doblet i 1995, mens det ble fanget en god del mindre aure. For tryta var det et bredere alderspekter enn i 1991. I 2000 var resultatet omtrent som i 1995 (Kleiven og Barlaup, 2004.). På nytt var aldersspekteret for tryta utvidet, et klart tegn på en kalkingseffekt.

Kilandsvatn: Det ene prøvefisket i Kilandsvatn i 1993 viste en sterkt overbefolket aurebestand med stor variasjon i kondisjonen (Kleiven 1994; Kleiven og Håvardstun 1997). Det foreligger også noe data på gjennomsnittlengder fra et par prøvefiske i 1977 og 1978, og sammenlignet med resultatet i 1993 synes fisken på siste prøvefiske å være mindre.

Hemingstveitvatn: Prøvefisket som ble gjort i 1993 viste at tryta hadde reetablert seg der igjen etter å ha vært borte i 20 år (Kleiven 1994). I alt ble det fanget 95 tryter og ingen var eldre enn 1991-årsklassen. Veksten var svært god. Det var også et godt innslag av aure på prøvefisket, men den var relativt mager.

Kollandsvatn: Både auren og tryta hadde forsvunnet før kalking (Kleiven 1994) startet i 1986 (Forseth m.fl. 1997). På prøvefiske i 1995 var mesteparten av fisken større enn 30 cm. På bakgrunn av undersøkelsene da er det konkludert med at Kollandsvatn kan karakteriseres som fortsatt mulig eller svakt påvirket av forsuring.

Tabell 18. Sammensetning og utvikling av fiskebestander innen Rorevassdraget. Det er utsett fisk både internt i vassdraget og fra Bygland/Grenland/Tveit). Det er da også rubrikk for Utsettinger) (Data sammenstilt av Kleiven (1994, 1995) supplert med nyere opplysninger) Koder: 5 = aure, 6 = røye, 7 = sik, 10 = krøkle, 12 = bekkerøye, 20 = tryte, 33 = sørv, 37 = gjedde. Forklaring: K = lokaliteter påvirket av kalking og G = lokaliteter som er ukalket p.g.a. naturlig god vannkjemi.

	Lokalitet	H.o. h., m	Opprinnelige fiskearter	Utdødde fiskearter	Fiskearter i dag	Utsettinger (inn- vandring)	Kalking
18	Austlandsvatn	196	5	5	5	5	K
	Bjorhuslitjenn	92	5,20		5,12,20		
	Bjorvatn	226	5,20		5,20		
	Nervatn	226	5,20		5,20		G
	Buvatn	80	5,20		5,20		
3	Bærlivatn	98	5,20	(20 ¹)	5,20	(20 ¹)	K
	Flekevatn						
13	Gangvatn	168	5	5	5	5	K
	Grunnvatn	95	20	20			
2	Hemingstveitvatn	118	5,6,20	6,20 ²	5,20	(20 ²)	
	Hersvatn	208	5		5		
12	Holvatn	82	5,20	5,20	5	5	K
15	Hunsdalsvatn	112	5,20		5,20	5 (lokal)	
6	Hålandsbekken						
	Imenestjenn	51	20,37		20,37		
8	Kilandsvatn	164	5,20	5,20	5,20 ³ (12)	12,(20 ³)	K
16	Kollandsvatn	220	5,20	5,20	5	5	
	Krokvatn	264	5				
19	Lonebekken						
	N. Knabevatn	223	5,20	5,20			
17	Rosevatn	193	5,20	5,20	5	5	
	Rosholtjenna		20, 37		20,37,33	33	
	Smedvatn	96	5,20		5,20		
14	Snøløs	120	5,10,20	10?	5,20		G
5	Stemvatn/Røynevatn		5,6,20	6	5,20		K
	Syndle	44	5,7,20,37		5,7,20,33, ² 37	(33 ²)	K
11	Tønnesølvatn	91	5,20	5,20	5	5	K
20	Vigelandsvatn	96	5,6,20	6	5,20	5,12	K
	Ø.Knabevatn	243	5,20	5,20(12)		12	

¹Tryta forsvant for 20 år siden, men har kommet tilbake (Kleiven 1995). ²Tryte ble funnet i Rosevatn i 1997 og året etter ble den funnet i Kilandskilen (Knut Iglund, pers. medd.). Trolig har den kommet ned fra Urdalstjenna. ³(Jf. Tønnevold 2002).

Undersøkelser utført i tilknytning til kalkstopp

I 2005 ble det prøvefisket i Gangvatn, Hunsdalsvatn, Tønnesølvatn og Holvatn i forbindelse med kalkstopp i de tre innsjøene (Kleiven m.fl., 2006).

Verneverdig aure

Aure frå Sandvatn/Hålandslona har vært utsatt flere steder i vassdraget i samband med kalking (Kleiven 1994). Denne auren er karakterisert som opprinnelig og verneverdig i kultiveringsplanen for Aust-Agder (Matzow og Simonsen 1997). I dette området har det vært kalket 1972 (Hansen og Snekvik 1976).