

1915

NINA Rapport

Utredning av mulig kalkingsbehov for å ivareta storørretbestanden i Flagstadelva

Kjetil Olstad, Øyvind Garmo, Kari Austnes, Øyvind Kaste, Arne N. Linløkken, Rolf Høgberget & Stein I. Johnsen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

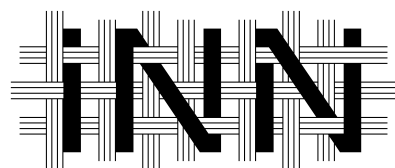
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Utredning av mulig kalkingsbehov for å ivareta storørretbestanden i Flagstadelva

Kjetil Olstad
Øyvind Garmo
Kari Austnes
Øyvind Kaste
Arne N. Linløkken
Rolf Høgberget
Stein I. Johnsen



Olstad, K., Garmo, Ø., Austnes, K., Kaste, Ø., Linløkken, A.N.
Høgberget, R. & Johnsen, S.I. 2020. Utredning av mulig
kalkingsbehov for å ivareta storørretbestanden i Flagstadelva.
NINA Rapport 1915. Norsk institutt for naturforskning.

Lillehammer, november 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4690-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kim Magnus Bærum

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jon Museth (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Fylkesmannen i Innlandet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ola Hegge

FORSIDEBILDE

Kalkdosereren ved Nybusætra. ©: Ole Nashoug

NØKKELOORD

-Hamar

-Innlandet

-mjøsørret

-kalking

-vannkvalitet

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Olstad, K., Garmo, Ø., Austnes, K., Kaste, Ø., Linløkken, A.N. Høgberget, R. & Johnsen, S.I. 2020. Utredning av mulig kalkingsbehov for å ivareta storørretbestanden i Flagstadelva. NINA Rapport 1915. Norsk institutt for naturforskning.

Flagstadelva i Hamar kommune ble kalket i perioden 1994 – 2014. Som en følge av redusert tilførsel av sur nedbør ble kalkingen avsluttet både her og i andre vassdrag i Hedmark. Avslutningen av kalkingen i 2014 ble fulgt opp med overvåking som er rapportert i NIVA-rapport (Garmo mfl. 2019). Rapporten utelukket ikke at vannkvaliteten i Flagstadelva kan være negativt påvirket av forsuring, og at det har negativ virkning på ørretens rekruttering.

I denne rapporten presenteres en utredning på oppdrag fra Fylkesmannen i Innlandet for å undersøke nærmere om det er et behov for å gjenoppta kalking i Flagstadelva med tanke på å sikre gyteområder for storørretbestanden. I tillegg er det utarbeidet en kalkingsplan for elva med utgangspunkt i den eksisterende infrastrukturen knyttet til kalkdosereren ved Nybusjøen og alternativer som blant annet utlegging av kalkgrus er vurdert.

Flagstadelva er utsatt for episoder med surt vann i forbindelse med smeltevannsflom, regnflom og i perioder etter lengre tørke. Dagens avvik fra naturtilstanden vurderes imidlertid til å være lite og bidraget fra langtransporterte forurensninger til forsuring i elva karakteriseres som minimalt i forhold til naturlige forsurende prosesser.

Kalking vil med stor sannsynlighet ha god effekt som fiskeforsterkende tiltak for å sikre overlevelse gjennom episodiske surstøt og således øke bidraget fra Flagstadelva til det samlede antall mjøsørret.

Kjetil Olstad¹, Øyvind Garmo², Kari Austnes², Øyvind Kaste², Arne N. Linløkken³, Rolf Høgberget² & Stein I. Johnsen¹

¹Norsk institutt for naturforskning (NINA), Postboks 5685 Sluppen, N-7485 Trondheim; ²Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Gaustadaléen 21, 0349 Oslo; ³Høgskolen i Innlandet, Postboks 400, 2418 Elverum.

E-post: kjetil.olstad@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Dagens vannkvalitet og naturtilstand	7
2.1 Den empiriske F-faktor-modellen	9
2.2 MAGIC-resultater for nærliggende innsjøer	9
2.3 MAGIC bibliotek.....	12
2.4 Studier av sure episoder i Flagstadelva basert på eksisterende dataserier	13
2.5 Resultater fra utvidet overvåking 2020.....	19
3 Rekrutteringsforhold for storørret	20
3.1 Optimal vannkjemi og effekter av forsurening på ørret	20
3.2 Vurdering av forhold for reproduksjon hos mjøsørret	20
4 Sammenfatning vannkjemiske forhold og ørretrekruttering	24
5 Kalkingsstrategi for Flagstadelva	26
6 Referanser	31
Vedlegg	33

Forord

Etter at kalkingsprogrammet i Hedmark ble avsluttet i 2013, ble det iverksatt overvåking av vannkjemi, bunndyr, fisk og kreps i tidligere kalkede vannforekomster. Denne undersøkelsen viste at fiskebestanden hadde en negativ trend i øvre deler av Flagstadelva. På bakgrunn av dette utlyste Fylkesmannen i Innlandet et anbud på et prosjekt for å utrede nærmere om det var et behov for å gjenoppta kalking i Flagstadelva av hensyn til storørretbestanden. I henhold til utlysningen ble det også utarbeidet en opsjon på utarbeidelse av forslag til kalkingsstrategi for Flagstadelva hvis dette i det innledende arbeidet ble vurdert som relevant.

Utredningen ble utført som et samarbeidsprosjekt mellom NINA, NIVA og Høgskolen Innlandet med Kjetil Olstad (NINA) som prosjektleder. Fylkesmannen har organisert vannprøvetaking. Vannprøvene ble analysert ved NIVAs akkrediterte laboratorium.

Forfatterne vil takke Ole Nashoug, Tore Qvenild og Ola Hegge for nyttige samtaler og tilbakemeldinger underveis. O. Nashoug har også bidratt med bildemateriale

Lillehammer, november 2020

Kjetil Olstad
Prosjektleder

1 Innledning

Flagstadelva i Hamar kommune strekker seg fra Lavsjømyrene (ca. 680 moh.) mellom Brumundsætra, Gitvola og Målia i nord til utløpet i Åkersvika i Mjøsa i sør. Hovedvassdraget er omlag 33 km langt og har et fall på ca. 560 høydemeter. De største innsjøene i vassdraget er Nybusjøen (0,22 km², 598 moh.), Kveådammen (0,11 km², 628 moh.) og Puttsjøen (ca. 0,05 km², 530 moh.). Nedbørfeltet domineres av skog og myrområder som utgjør 75 % av arealet, mens ca. 23 % er dyrka mark. Jordbruksområdene finnes i de lavereliggende delene av nedbørfeltet, dvs. fra ca. 350 moh. og ned mot Mjøsa, hvor berggrunnen består av næringsrik, kambrosilurisk skifer, kalkstein og sandstein. Dette er bergarter som gir kalkrik avrenning og lav følsomhet for forsuring. Fra omkring Brennsætersaga og oppover domineres berggrunnen av kvartsitt og sandstein som forvitrer langsomt, men også her er det områder med kambrosilurisk kalkstein og skifer som gir noe bufferevne. I de øvre delene er det myrlendt terreng som i kombinasjon med relativt lite nedbør gir humøst og naturlig surt vann.

Flagstadelva er en viktig gyte- og oppvekstelv for mjøsørret. Fra tidligere er det kjent at ørreten kan vandre helt opp til fallene ved Tørbustilen, om lag 17 km fra munningen til Åkersvika (Qvenild 2010). Den tallmessig største gyteelva for mjøsørreten samlet sett er Gudbrandsdalslågen, men sammen med de andre mindre gyteelvene og -bekkene utgjør Flagstadelva et viktig bidrag til den genetiske diversiteten til ørreten som har sitt oppvekstområde i Mjøsa (Linløkken mfl. 2014). Ved Vang Vannverk (Bassin), om lag 6 km opp i elva, var det fra sent på 1800-tallet etablert en damkonstruksjon for vanninntak til tidligere Vang kommune (Vang Vannverk). I en naturlig fiskepassasje var det plassert en fiskefelle hvor oppvandrende ørret ble fanget. Tall fra fella viser at det fra 2004 i flere år er registrert en årlig oppgang på over 500 mjøsørret (Qvenild 2010, Olstad mfl. 2020a). Inntaksdammen for gamle Vang Vannverk ble fjernet ved årsskiftet 2012 – 2013.

Fra 1994 ble Flagstadelva kalket ved hjelp av en kalkdoserer oppstrøms Nybusjøen, primært med fokus på å sikre rekruttering til mjøsørret i elva. På grunn av reduksjon i sur nedbør ble kalkingen avsluttet, som i resten av Hedmark fylke, i 2013. Etter at kalkingen ble avsluttet har det blitt gjort oppfølgende undersøkelser for å se på effektene av kalkstoppen på vannkjemi og fisk (se Garmo mfl. 2019). For Flagstadelva viste undersøkelsene at fysisk-kjemiske forsuringparametere i all hovedsak ligger innenfor god tilstand, men at det forekommer periodevise målinger av lav pH under god/moderat-grensen enkelte år. Det ble også konkludert med etter disse undersøkelsene at tettheten av ørret hadde gått ned i øvre deler av elva i perioden 2014-2018, og at dette kunne skyldes endringer i vannkjemi etter avsluttet kalking (Garmo mfl. 2019). I en undersøkelse av begroing og bunndyr fra 2019 konkluderer Solheim mfl. (2020) med at deres resultater sammenfaller med undersøkelsene til Garmo mfl. (2019) ved at de indikerer noe forsuringpåvirkning, spesielt på øvre stasjoner.

Garmo mfl. (2019) vurderte det dithen at den lave pH-en i elva i hovedsak skyldes høyt humusinnhold og i mindre grad sur nedbør.

I denne rapporten presenteres en utredning på oppdrag fra Fylkesmannen i Innlandet for å undersøke nærmere om det er et behov for å gjenoppta kalking i Flagstadelva med tanke på å sikre/bedre rekrutteringsforholdene for storørretbestanden. Rapporten inneholder i all hovedsak nye vurderinger av eksisterende data, publiserte og upubliserte, for vannkjemi og reproduksjonsforhold hos mjøsørret i Flagstadelva. Vurdering av vannkjemiske forhold og reproduksjonsmuligheter for fisk er presentert i separate kapitler med sammenfattende konklusjoner. Oppdraget fra Fylkesmannen i Innlandet omfattet videre utarbeidelse av en kalkingsplan for elva med utgangspunkt i den eksisterende infrastrukturen knyttet til kalkdosereren ved Nybusjøen i tillegg til alternativer som blant annet utlegging av kalkgrus. Forslag til kalkingsplan er inkludert som et separat kapittel.

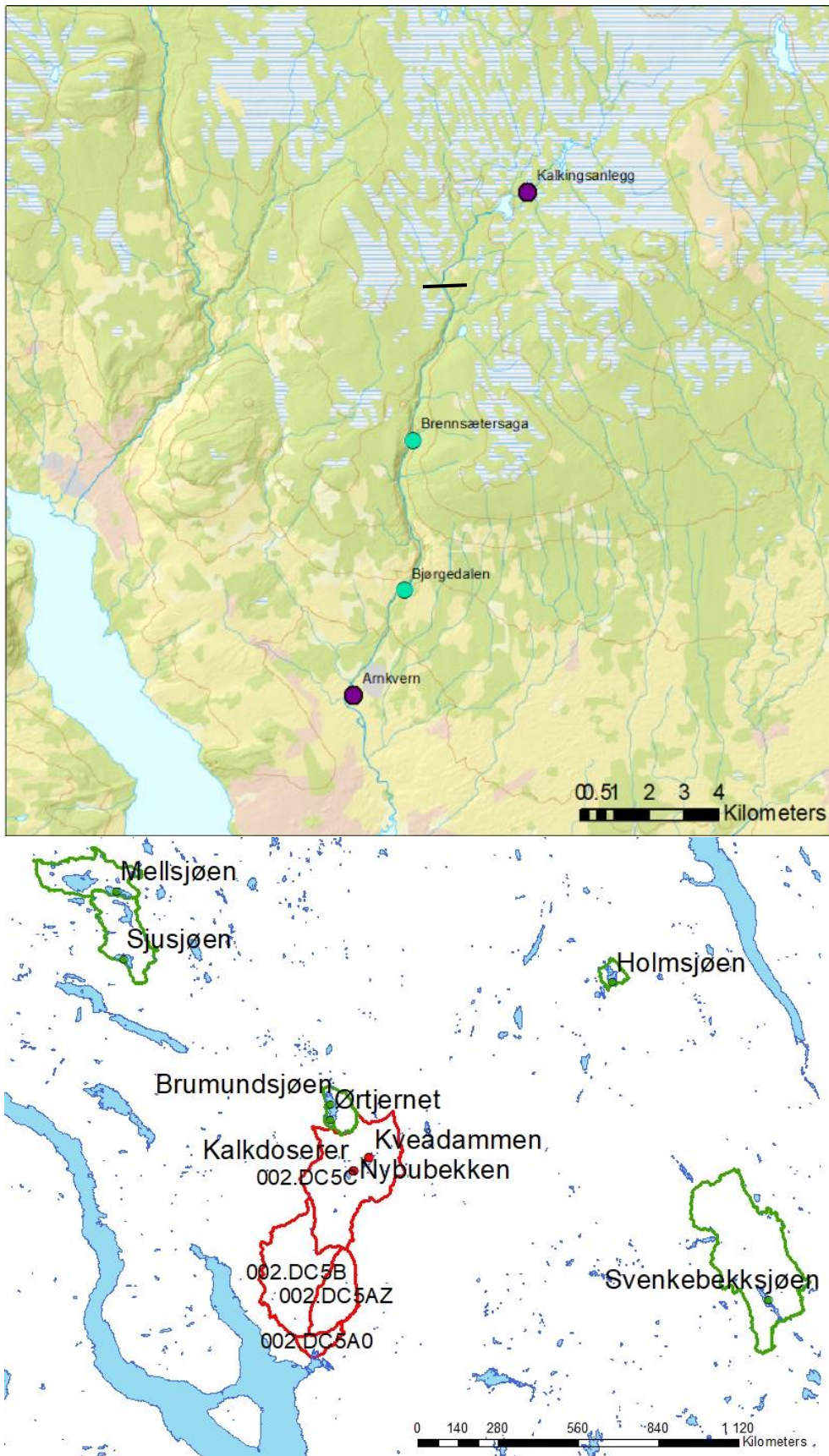
2 Dagens vannkvalitet og naturtilstand

I vurderingen av om dagens vannkvalitet i Flagstadelva avviker fra naturtilstanden ble det benyttet fire ulike tilnærminger:

1. Estimat av før-industriell konsentrasjon av basekationer (BC0*) ved hjelp av den empiriske F-faktor modellen (Henriksen & Posch 2001).
2. Forsuringsmodellen MAGIC (Cosby mfl. 1985, 2001) ble kalibrert til 1000-sjøene i 2016 (Austnes mfl. 2016). Vi brukte MAGIC-resultater for nærliggende innsjøer for å estimere opprinnelig (før-industriell) vannkvalitet i området.
3. Sveriges MAGIC bibliotek (Moldan mfl. 2020) ble brukt til å estimere opprinnelig vannkvalitet, da Flagstadelva ligger forholdsvis nær svenskegrensen og vannkjemi samt deponisjon bør være relativt sammenlignbar med innsjøer rett over grensen
4. I tillegg ble det gjort en nærmere studie av sure episoder i Flagstadelva basert på eksisterende dataserier: (i) Det ble gjort en vurdering av om pH-droppene ble drevet av sulfat eller av organiske syrer, eller om det er sesongavhengig (ii) Videre ble det undersøkt om episodene har blitt «mildere» etter hvert som sur nedbør har avtatt, eller om forsuringspotensialet er like stort.

De fire tilnærmingene er beskrevet i separate deler. Datagrunnlaget for vurderingen er hentet fra forskjellige overvåkingsprogrammer i Miljødirektoratets regi, i hovedsak overvåking av kalkede laksevassdrag (der Nybubekken er med), 1000-sjøersundersøkelsene, og programmet som nå heter Økoforsk. Analyseresultatene er tilgjengelige i databasen Vannmiljø. I tillegg innhentet Fylkesmannen ekstra vannprøver fra stasjoner lenger ned i Flagstadelva i perioden mars til mai 2020. Disse prøvene ble analysert av Synlab.

Et kart som viser Flagstadelva og nedbørfeltet til Flagstadelva er gitt i **Figur 1**.



Figur 1. Øverst: Kart over Flagstadvassdraget. Sirklene indiker stasjoner i vassdraget der det er tatt vannprøver (lilla punkter) og vannprøver pluss elfiske (grønne punkter). Den faste

vannprøvetakingsstasjonen ligger i Nybubekken rett oppstrøms kalkingsanlegget. Vandringshinderet for mjøsørret antas å være fallene ved Tørbustilen som ligger omtrent midt mellom Brennsætersaga og kalkingsanlegget (markert med svart strek). Nederst: Kart over beliggenheten av innsjøer med data brukt i forbindelse med vurdering av naturtilstand, samt benyttede prøvepunkter i Flagstadelva. Grønne markeringer angir nedbørfeltgrenser for innsjøene, røde markeringer angir regine-enhetene (NVE) for Flagstadelvas nedbørfelt med regine-nummer.

2.1 Den empiriske F-faktor-modellen

Før-industriell basekationkonsentrasjon ble estimert med en modell utviklet for arbeidet med tålegrenser for forsuring av vann (Henriksen og Posch, 2001). Prinsippet her er at endringen i konsentrasjonen av basekationer (kalsium, magnesium, natrium og kalium) kan beregnes ved antatt endring i konsentrasjonen av sure anioner (sulfat og nitrat) og en faktor (F) som beskriver jordas evne til å nøytralisere innkommende sur nedbør. Ved hjelp av empirisk fastsatte sammenhenger og konstanter er det med denne modellen mulig å estimere før-industriell konsentrasjon av basekationer og sulfat (før-industriell nitratkonsentrasjon antas å være null) kun basert på målt vannkjemi og vannføring.

I beregningene er det best å benytte gjennomsnittlige data over en viss tidsperiode, for at ikke år-til-år variasjon skal få for stor betydning. Tidsperioden bør imidlertid ikke være så lang at det har foregått store endringer underveis. Det er også best å benytte data for år hvor det har blitt prøvetatt gjennom hele året, for å unngå utslag av sesongvariasjon. Til beregningene for Flagstadelva er det derfor benyttet data fra stasjonene Kveådammen (innløp) for 1994-2002 og Nybubekken (oppstrøms doserer) for 2015+2017-2019 (**Tabell 1**). Gjennomsnitt er beregnet først per år, deretter for hvert år og så på tvers av år. Resultatene (**Tabell 2**) indikerer dagens vannkjemi ligger veldig nære den naturlige tilstanden. For Nybubekken ligger dagens ANC (syrenøytraliserende kapasitet) noe over den før-industrielle. Det kan tyde på at den før-industrielle kan være litt underestimert.

Tabell 1. Stasjonsinfo

Stasjon	UTM øst	UTM nord	Sone	Dataperiode	Lab
Kveådammen (innløp)	618510	6762720	32	1993-2003	NIVA
Nybubekken (Nybusjøen oppstrøms doserer)	617072	6761238	32	2011-2020	NIVA, Vestfoldlab ¹

¹ Fra januar 2016

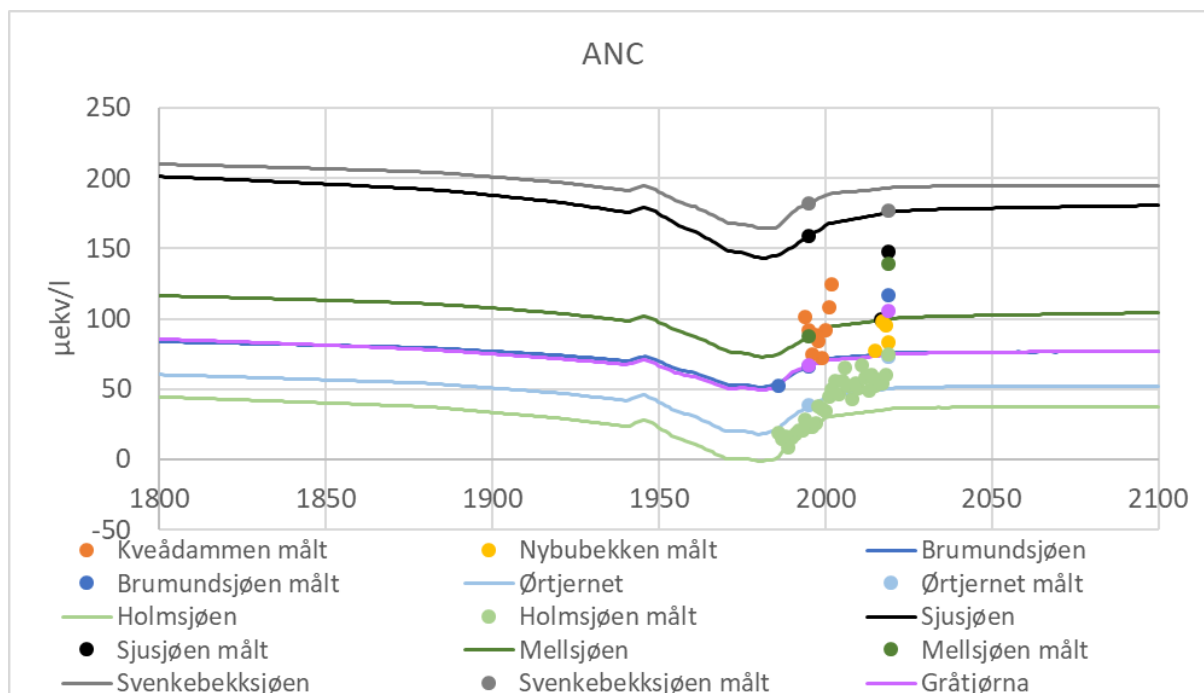
Tabell 2. Resultater ved bruk av F-faktor-modellen. BC = basekationer, ANC = syrenøytraliserende kapasitet, * = sjøsaltkorrigert, ₀ = før-industriell, _t = dagens. Alle konsentrasjoner er i µekv/l.

Stasjon	BC _t *	BC ₀ *	ANC _t	ANC ₀
Kveådammen	113,1	114,2	93,1	92,0
Nybubekken	94,5	98,7	88,5	79,6

2.2 MAGIC-resultater for nærliggende innsjøer

I forbindelse med et annet prosjekt (Austnes mfl., 2016) ble forsuringsutviklingen fra 1880-2100 modellert for innsjøene fra den nasjonale innsjøundersøkelsen i 1995, ved hjelp av den dynamiske modellen MAGIC (Cosby mfl. 1985a, 1985b, 2001). Målte og modellerte resultater for de nærmeste innsjøene (< 50 km) er vist sammen med resultatene for Kveådammen og Nybubekken i **Figur 2**. Utvalgte resultater vises også i **Tabell 3**. **Tabell 4** viser nedbørfeltinformasjon for de ulike lokalitetene, som grunnlag for sammenlignbarhet. I **Figur 2** vises også data for

Gråtjørna (NVE-nr 32251), som er den innsjøen som ligner mest på den ruten i tålegrensedatabasen som Flagstadelva ligger i, etter metodikken brukt i Austnes mfl. (2016).



Figur 2. Målt ANC (årgjennomsnitt) for stasjoner i Flagstadelva og modellert og målt (høstprøve) ANC for nærliggende innsjøer, samt Gråsjøen.

Tabell 3. ANC-resultater (µekv/l) fra MAGIC for utvalgte år for de nærliggende innsjøene og Gråsjøen.

Navn	NVE-nr	1800	1860	2000	2020	2100
Ørtjernet	33723	60	56	44	51	52
Brumundsjøen	194	84	81	71	76	77
Holmsjøen	282	44	39	29	36	37
Sjusjøen	257	201	195	166	176	181
Mellsjøen	286	116	112	93	100	104
Svenkebekk-sjøen	3640	210	206	188	193	195
Gråtjørna	32251	86	80	70	75	77

Arealfordelingen i de nedre delene av Flagstadelva avviker fra de nærliggende innsjøene, ved høy andel jordbruk og til dels bebyggelse. Den øverste delen av Flagstadelva har likhet med Brumundsjøen. Også Holmsjøen har relativt lik arealfordeling. Geologisk har Flagstadelva større andel kalkstein og mindre andel kvartsitt nedover i nedbørfeltet. Den øvre delen har ikke kalkstein, i likhet med de nærliggende innsjøene. For øvrig er det få likheter mellom øverst i Flagstadelva og innsjøene. Brumundsjøen er den eneste som har innslag av leirskifer, som kan ha kalkstein som tilleggsbergart. Samlet er det derfor Brumundsjøen som ligner mest på øvre del av Flagstadelva.

Brumundsjøen har samme ANC-utvikling som Gråtjørna, som også skal ligne på Flagstadelva. Naturtilstanden for disse innsjøene etter MAGIC er en ANC på ca. 85 µekv/l, som er omtrent midt mellom resultatet for de to stasjonene i Flagstadelva fra F-faktor-modellen. Dagens ANC i Flagstadelva ligger noe over modellert ANC for Brumundsjøen og Gråtjørna. Samtidig ser vi at

MAGIC-modellen underestimerer dagens ANC, og dermed også naturtilstanden, for flere av innsjøene, inkludert disse. Målt ANC i Brumundsjøen og Gråtjørna ligger noe over den for Nybubekken. Samlet sett kan dette indikere at reell naturtilstand i Flagstadelva kan ligge noe over den MAGIC viser for Brumundsjøen og Gråtjørna.

Tabell 4. Geologi (hovedbergart) og arealfordeling (%) for Flagstadelva og nærliggende innsjøer. De nærliggende innsjøene er sortert etter avstand, med den nærmeste øverst. Geologiske data er hentet fra kartlaget Berggrunn N250 (NGU) og arealfordeling fra Arealressurskart – AR50 – Arealtyper (NIBIO). Kartlag for regine-enhetene i Flagstadelva er hentet fra NVE Atlas.

Navn	Nedbørfelt-areal (km ²)	Bebyggd	Jordbruk	Skog	Snau-mark	Myr	Ferskvann
Flagstadelva, regine 002.DC5C	84,65	0	1	56	0	42	0
Flagstadelva, regine 002.DC5B	60,37	4	37	55	1	3	0
Flagstadelva, regine 002.DC5AZ	26,68	4	32	62	2	1	0
Flagstadelva, regine 002.DC5A0	7,97	20	63	10	2	0	4
Flagstadelva totalt	179,67	3	20	55	1	21	0
Ørtjernet	0,75	0	0	22	0	70	8
Brumundsjøen	11,50	0	0	45	0	40	16
Holmsjøen	4,96	0	0	55	0	21	24
Sjusjøen	64,16	1	2	17	30	36	14
Mellsjøen	31,81	0	2	12	39	29	18
Svenkebekksjøen	103,26	0	3	86	0	10	1

Navn	Gabbro	Granittisk gneis	Grano-diorittisk gneis	Kalkstein	Kvartsitt	Leirskifer	Leirstein	Sandstein
Flagstadelva, regine 002.DC5C	0	0	0	0	22	52	1	25
Flagstadelva, regine 002.DC5B	0	0	0	7	32	49	0	11
Flagstadelva, regine 002.DC5AZ	0	0	0	34	10	56	0	0
Flagstadelva, regine 002.DC5A0	0	0	0	59	0	41	0	0
Flagstadelva totalt	0	0	0	10	23	51	0	16
Ørtjernet	0	0	0	0	0	0	0	100
Brumundsjøen	0	0	0	0	0	9	0	91
Holmsjøen	0	0	0	0	100	0	0	0
Sjusjøen	0	0	0	0	0	0	0	100
Mellsjøen	0	0	0	0	0	0	0	100
Svenkebekksjøen	10	5	86	0	0	0	0	0

2.3 MAGIC bibliotek

MAGIC bibliotek (Moldan mfl., 2020) er et svensk verktøy for klassifisering av forurensningstilstand. Som i 2) er dette en metode for å finne en lokalitet med MAGIC-modellering som kan benyttes for en lokalitet hvor slike data ikke er tilgjengelig. Metoden for å finne lokaliteter her var basisen for den som ble benyttet i Austnes mfl. (2016) over. Verktøyet inneholder en database med 2438 svenske innsjøer. Et av kriteriene for å bestemme likhet er avstand, så verktøyet kan normalt ikke benyttes på norske lokaliteter. Men siden Flagstadelva er relativt nære Sverige ble det gjort et forsøk.

I MAGIC bibliotek benyttes årlige data, som så legges inn i verktøyet¹. Resultater for ANC i 1860 for enkeltår for de to stasjonene viser at metoden gir ganske stor variasjon (**Tabell 5**). Det samme gjelder hvor godt den modellerte verdien for det enkelte året treffer med den målte. Dette skyldes både usikkerhet i koblingen til svenske innsjøer og at metoden er følsom for variasjon i vannføring. I gjennomsnitt treffer imidlertid modellen relativt bra, særlig for Nybubekken. ANC ved naturtilstand ligger i gjennomsnitt på 106 $\mu\text{ekv/l}$. Det passer med konklusjonen fra 2), at naturtilstanden ligger noe over den til Gråtjørna og Brumundsjøen. Hvis den ligger såpass høyt som MAGIC bibliotek tilsier betyr det at det fortsatt er en viss avstand til naturtilstanden i øvre del av Flagstadelva.

Tabell 5. Modellert ANC fra MAGIC bibliotek beregnet med utgangspunkt i ulike stasjoner og år.

Stasjon	År	Målt ANC ($\mu\text{ekv/l}$)	Modellert ANC ($\mu\text{ekv/l}$)	ANC 1860 ($\mu\text{ekv/l}$)	ANC 2030 ($\mu\text{ekv/l}$)
Kveådammen	1994	102	102	132	114
Kveådammen	1995	92	95	129	105
Kveådammen	1996	75	69	102	84
Kveådammen	1997	88	96	129	105
Kveådammen	1998	84	72	102	84
Kveådammen	1999	72	85	97	90
Kveådammen	2000	92	20	52	40
Kveådammen	2001	108	86	97	90
Kveådammen	2002	124	100	129	105
Nybubekken	2015	77	45	58	49
Nybubekken	2017	98	88	97	90
Nybubekken	2018	96	113	132	114
Nybubekken	2019	83	113	132	114
Kveådammen	Gj. snitt	93	81	108	91
Nybubekken	Gj. snitt	89	90	105	92

¹ <https://magicbiblioteket.ivl.se/testadinsjoellervattendrag.4.20b707b7169f355daa78aa2.html>

2.4 Studier av sure episoder i Flagstadelva basert på eksisterende dataserier

Datagrunnlag

Dataserier fra to stasjoner er brukt i vurderingen (**Tabell 1**). Begge ligger oppstrøms doseringsanlegget som var i drift mellom 1995 og 2014.

Tabell 2. Stasjonsinfo

Stasjon	UTM øst	UTM nord	Sone	Dataperiode	Lab
Kveådammen, innløp	618510	6762720	32	1993-2003	NIVA
Nybusjøen oppstrøms doserer	617072	6761238	32	2011-2020	NIVA, Vestfoldlab ¹

¹ Fra januar 2016

Sammenligning av vannkjemien i periodene 1993-2003 og 2011-2020

En sammenligning av vannkjemien i de to periodene er foretatt på basis av prosentiler (**Tabell 6**) og frekvensfordeling (**Figur 3**) av utvalgte forsureningsparametere.

Nedfallet av svovel fra langtransporterte luftforurensninger i Østlandsområdet er redusert med 80-90% siden 1990 (Aas mfl. 2019). Som et resultat av dette er mediankonsentrasjonen av sulfat i Flagstadelva redusert fra 0,9 mg/l i perioden 1993-2003 til 0.3 mg/l i perioden 2011-2020 (**Tabell 6**). Sulfatkonsentrasjonen er nå så lav at bidraget fra langtransporterte forurensninger til forsurening i elva må karakteriseres som minimalt. Det er imidlertid eksempler på at langvarig tørke har ført til at sulfid i torvmyrene i øvre deler av vassdraget blir oksidert til sulfat og deretter vasket ut under første regnværperiode etter tørken. Dette har ført til kraftige forsureningsepisoder, spesielt i september 1995 da pH ble målt til 4.13. Effekter av en tilsvarende tørkeperiode sommeren 2018 er beskrevet av Garmo mfl. (2019).

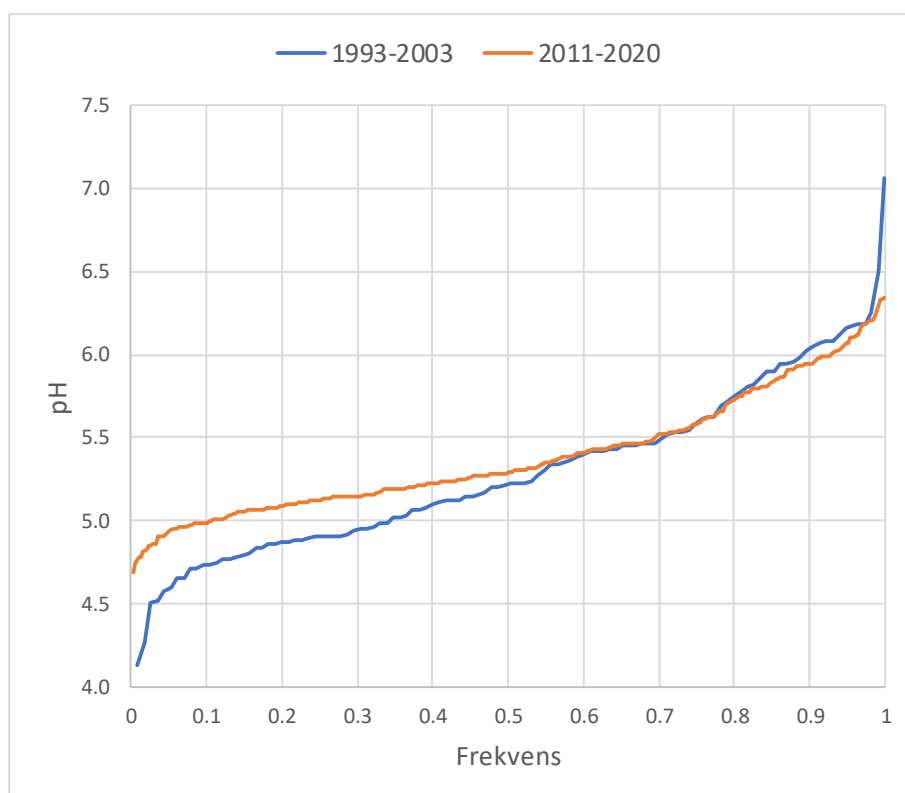
Middeltstanden (medianverdien) for pH har endret seg forholdsvis lite mellom de to periodene, fra 5.22 til 5.29. Dataene viser imidlertid at pH-droppene er blitt mindre dramatiske. Laveste målte pH-verdi i den tidligste perioden var nede i 4.13 (omtalt over), mens det i den siste tiårsperioden ble målt et minimum på 4.69. Frekvensen av pH-verdier under 5.0 har også avtatt markert, fra 35% av de målte prøvene i perioden 1993-2003 til 10% av de målte prøvene i perioden 2011-2020 (**Figur 3**).

Kalsiumkonsentrasjonen har vist en svakt avtakende tendens, fra en medianverdi på 1.70 mg/l i perioden 1993-2003 til 1.37 mg/l i perioden 2011-2020. Dette henger sammen med den observerte reduksjonen i svovellavsetning fra langtransporterte luftforurensninger ved at mindre utlekking av sulfat fra nedbørfeltet gir redusert transport av basekationer (kalsium og magnesium) fra jord til vann. Reduksjonen i basekationer medfører at vannets ANC har endret seg forholdsvis lite mellom de to tidsperiodene selv om sulfatkonsentrasjonen har gått ned.

Konsentrasjonen av totalt organisk karbon i Flagstadelva er generelt høy, og det har også vært en svak økning i mediankonsentrasjonen fra 15.2 mg/l i perioden 1993-2003 til 16.2 mg/l i den seneste perioden.

Tabell 3. Sammenligning av maks, min og prosentiler for forsursparametere i Flagstadelva

	pH	Ca mg/l	SO ₄ mg/l	TOC mg/l	ANC µekv/l
Kveådammen (1993-2003)					
Minimum	4.13	0.26	0.2	5.9	-38
5 prosentil	4.64	0.59	0.4	8.6	26
10 prosentil	4.74	0.73	0.4	10.5	36
50 prosentil (median)	5.22	1.70	0.9	15.2	81
90 prosentil	6.04	2.80	1.6	20.8	171
95 prosentil	6.16	3.33	1.8	23.1	212
Maksimum	7.07	4.03	5.6	29.4	245
N	115	115	113	115	113
Nybubekken (2011-2020)					
Minimum	4.69	0.25	0.0	9.0	0
5 prosentil	4.95	0.55	0.1	10.2	36
10 prosentil	5.00	0.67	0.2	11.8	52
50 prosentil (median)	5.29	1.37	0.3	16.2	84
90 prosentil	5.94	2.23	0.5	22.7	134
95 prosentil	6.07	2.45	0.8	24.6	148
Maksimum	6.35	10.00	2.9	27.7	188
N	311	310	48	59	41



Figur 3. Frekvensdiagram for pH i ukalket del av Flagstadelva. Tilsvarende diagrammer for sulfat, totalt organisk karbon og vannføring (stasjon 2.323 Fura) er vist i vedlegg A1.

Tidsutvikling for pH og relaterte parametere

Hydrologien i Flagstadelva har forholdsvis regelmessige sesongvariasjoner, med lavvannsperioder om vinteren og deler av sommeren samt tydelige flomtopper i forbindelse med snøsmelting om våren og regnværperioder, spesielt om høsten (**Figur 4**).

Surhetsnivået i elva er også påvirket av det sesongmessige avrenningsmønsteret. Selv om det ikke er en god sammenheng mellom pH-dropp og vannføring på døgnbasis (**Figur 5**) forekommer de laveste pH-verdiene stort sett i perioder hvor vannføringen har vært høy, enten i forkant-, under- eller umiddelbart etter at prøven er tatt.

Tidsplottene for pH viser at det midlere surhetsnivået har endret seg forholdsvis lite mellom de to tidsperiodene (median på hhv. 5.22 og 5.29), men at de sure episodene er noe «mildere» og opptrer sjeldnere i perioden 2011-2020 sammenlignet med 1993-2003.

Figur 6 viser at de sureste episodene ($p < 5.0$) opptrer i forbindelse med snøsmeltingsflommer om våren (april og mai) og i forbindelse med regnværflommer som særlig er knyttet til høstmånedene. Det er ikke registrert pH-verdier under 5.0 i løpet av vintermånedene januar-mars. En tendens i den seneste perioden (2011-2020) er færre og mindre sure episoder i forbindelse med snøsmelting, mens regnværflommene fortsatt kan resultere i episoder hvor pH synker under 5.0.

Figurene i **Vedlegg A2** viser at kalsiumkonsentrasjonen viser stor samvariasjon med vannføring. Konsentrasjonene er høyest ved lav vannføring (stor grunnvannspåvirkning) og lavest under høy vannføring (fortynning). Sulfatkonsentrasjonen viser mindre tydelig samvariasjon med vannføring, men det er en tydelig nedadgående trend i hele tidsperioden. TOC varierer stort sett mellom 10 og 25 mg/l, og ved de veldig få tilfellene TOC-konsentrasjonen underskrider 10 mg/l skjer dette under- eller etter perioder med høy vannføring (effekt av fortynning). Konsentrasjonene av labilt aluminium (LAI) er gjennomgående lave og som oftest under 10 µg/l. Et eksepsjonelt unntak var episoden etter tørkeperioden sommeren 1995 da det ble målt en LAI-konsentrasjon på over 120 µg/l. Målingene av aluminium etter 2016 er dessverre ikke pålitelige og gir derfor ikke et rett bilde av situasjonen i de senere årene. Problemet illustreres også i frekvensdiagrammet for LAI som er vist i **Vedlegg A1**.

Sammenhenger mellom pH og mulige forklaringsvariabler

Med en median sulfatkonsentrasjon i underkant av 0.3 mg/l i perioden 2011-2020 er det nokså åpenbart at antropogen forsurening nå spiller en svært liten rolle og at det hovedsakelig er naturlige prosesser som bidrar til forsurening av elva. **Figur 7** (øvre panel) viser også at det ikke lenger er en påviselig sammenheng mellom sulfatkonsentrasjon og pH i elva.

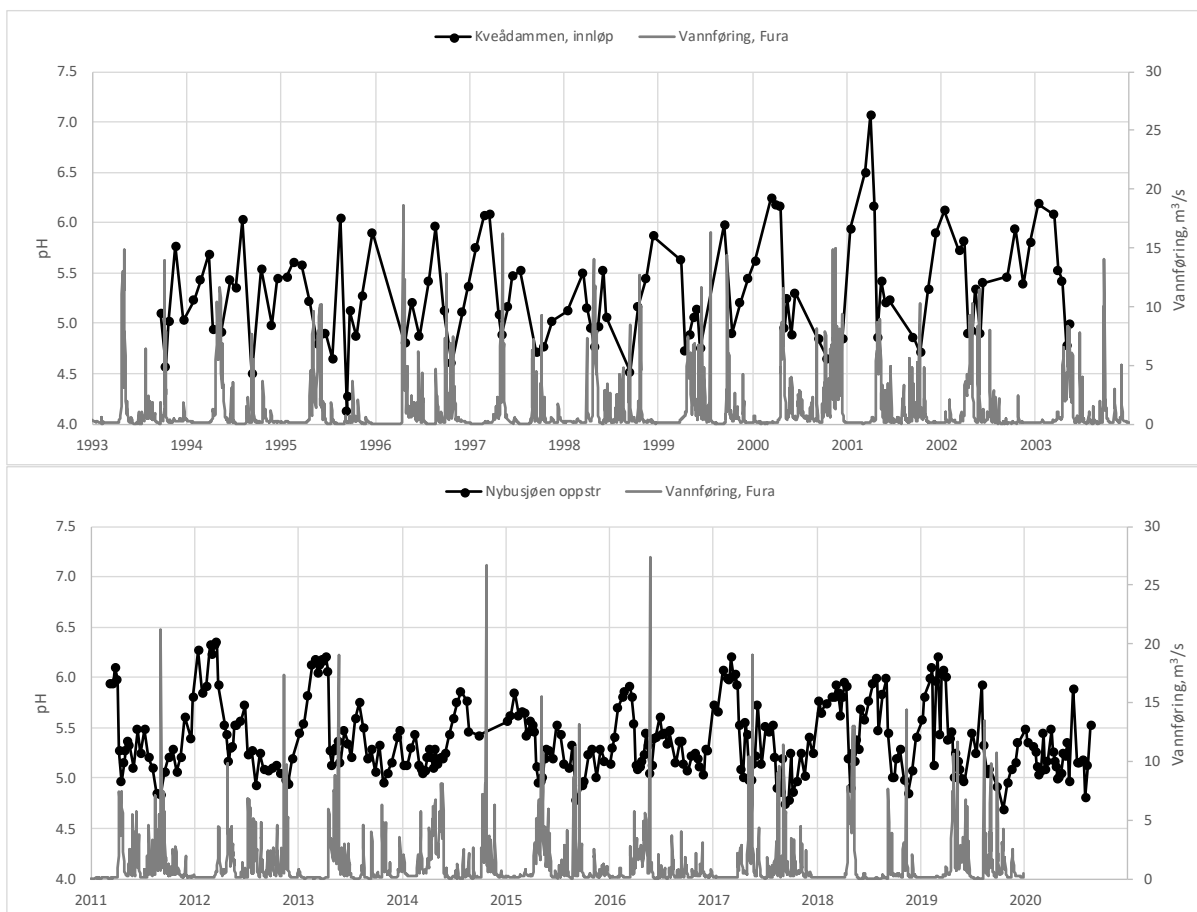
Blant naturlige prosesser som kan bidra til forsurening i et vassdrag er oksidering av sulfidholdig materiale i berggrunn eller myr/våtmark (Dillon mfl. 1997), humussyrer knyttet til organisk materiale (Oliver mfl. 1983) og fortynning av basekation-konsentrasjonen i forbindelse med snøsmelting og kraftige/vedvarende regnvannsflokker (Laudon mfl. 1999). I Flagstadelva er det dokumentert kraftig forsurening etter tørke (**Figur 4** og **Vedlegg A2**), som kan relateres til oksidering av sulfidholdig materiale i myrområdene øverst i vassdraget. Dette er imidlertid hovedsakelig episodisk forsurening som ikke kan forklare de generelt lave pH-verdiene i elva.

Fortynning av basekationer i forbindelse med flommer kan også føre til kortvarige pH-dropp i elva (**Figur 4** og **Vedlegg A2**), og **Figur 7** (nedre panel) viser at det er en relativt sterk positiv sammenheng mellom kalsiumkonsentrasjon og pH vannet.

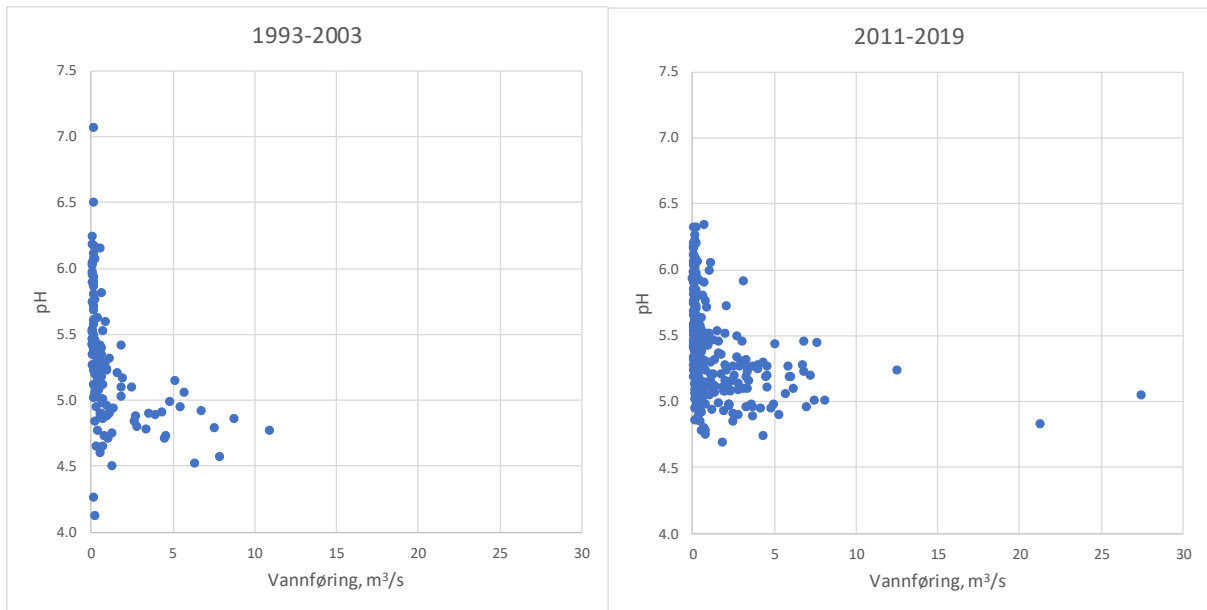
Med de generelt høye TOC-konsentrasjonene som måles i elva (**Vedlegg A2**) følger det også organiske syrer som vil bidra til lav pH med mindre syretilskuddet til enhver tid bufres av tilgjengelige basekationer. Dette kan forekomme i lavvannsperioder hvor kalsium og pH øker pga. stort

grunnvannsbidrag (**Figur 4** og **Vedlegg A2**), mens det under gjennomsnittlig eller høy vannføring er for lite basekationer til å nøytralisere de organiske syrene.

Den svake sammenhengen mellom TOC og pH i **Figur 7** (midterste panel) kan trolig forklares med at TOC-nivået varierer innenfor et relativt smalt bånd (hovedsakelig verdier mellom 10 og 25 mg/l), samtidig som det er andre forklaringsvariabler (spesielt kalsium) som styrer når pH er spesielt lav eller høy.

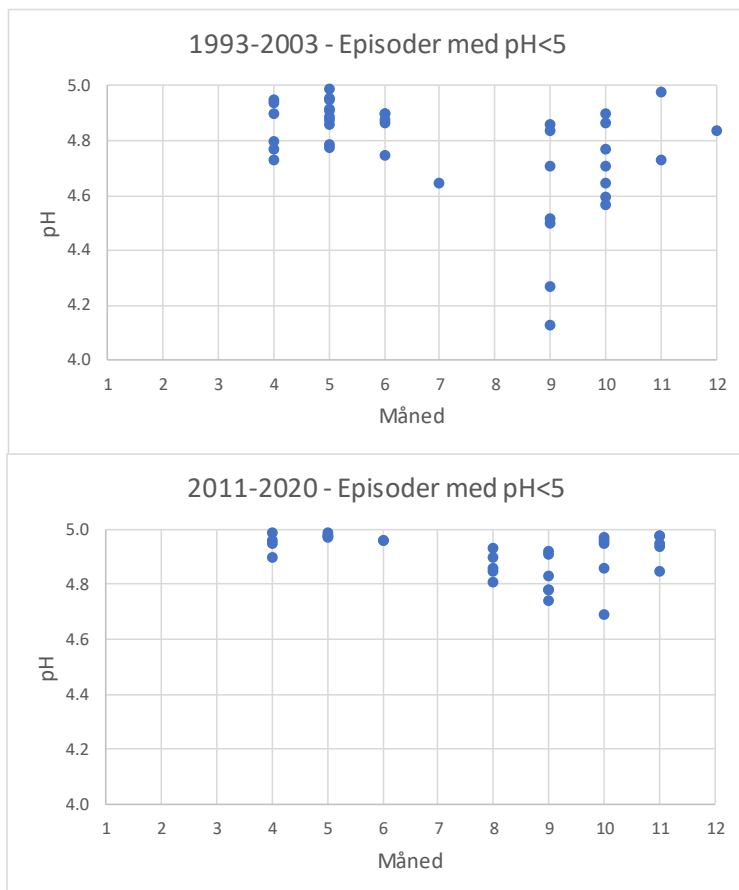


Figur 4. pH og vannføring i periodene 1993-2003 og 2011-2020. Tilsvarende plott for kalsium, sulfat, TOC, labilt aluminium og ANC er vist i **vedlegg A2**.

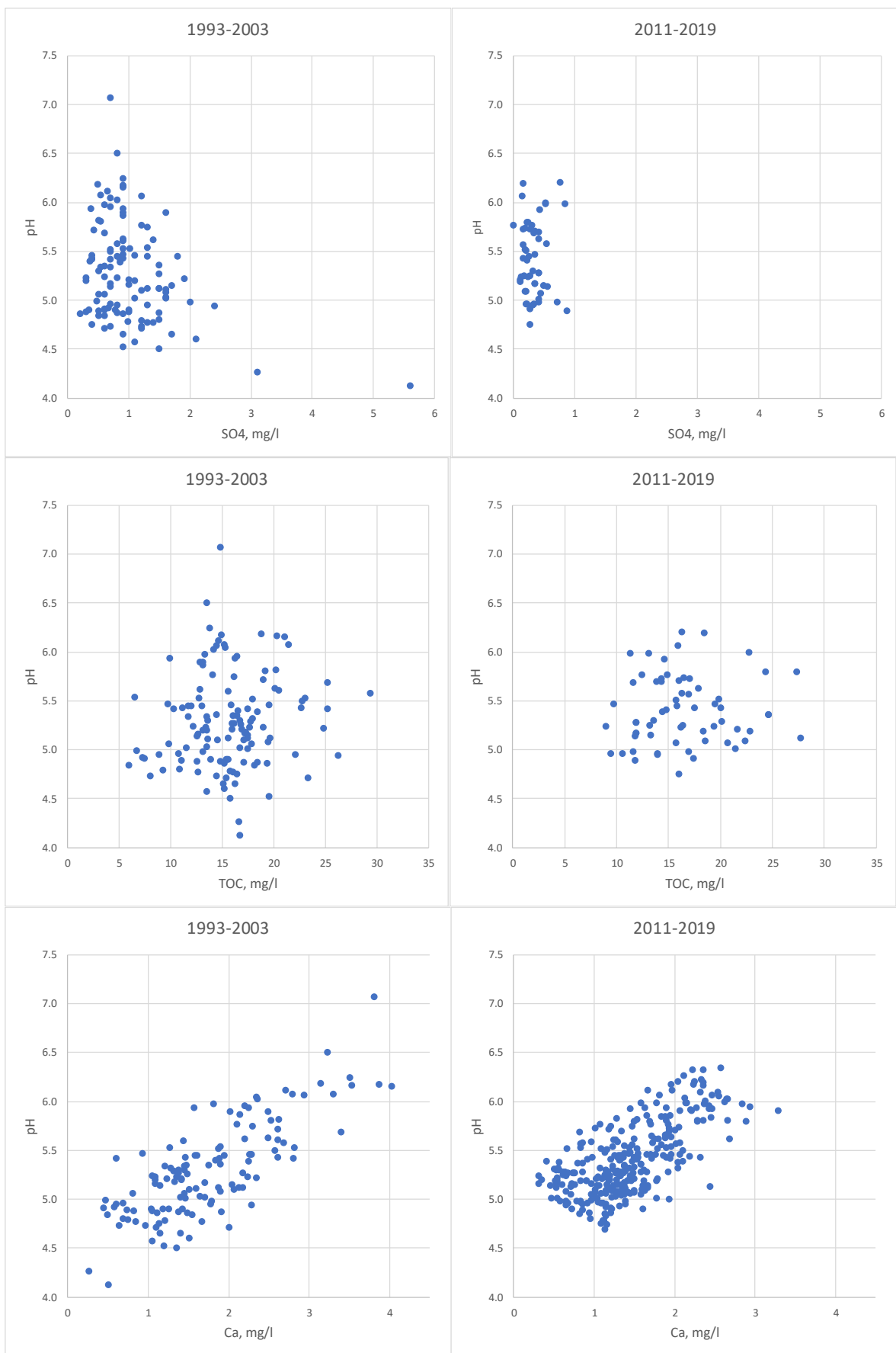


Figur 5. pH vs. vannføring i to perioder oppstrøms doserer i Nybubekken.

Sesongmessig forekomst av forsuringsepisoder



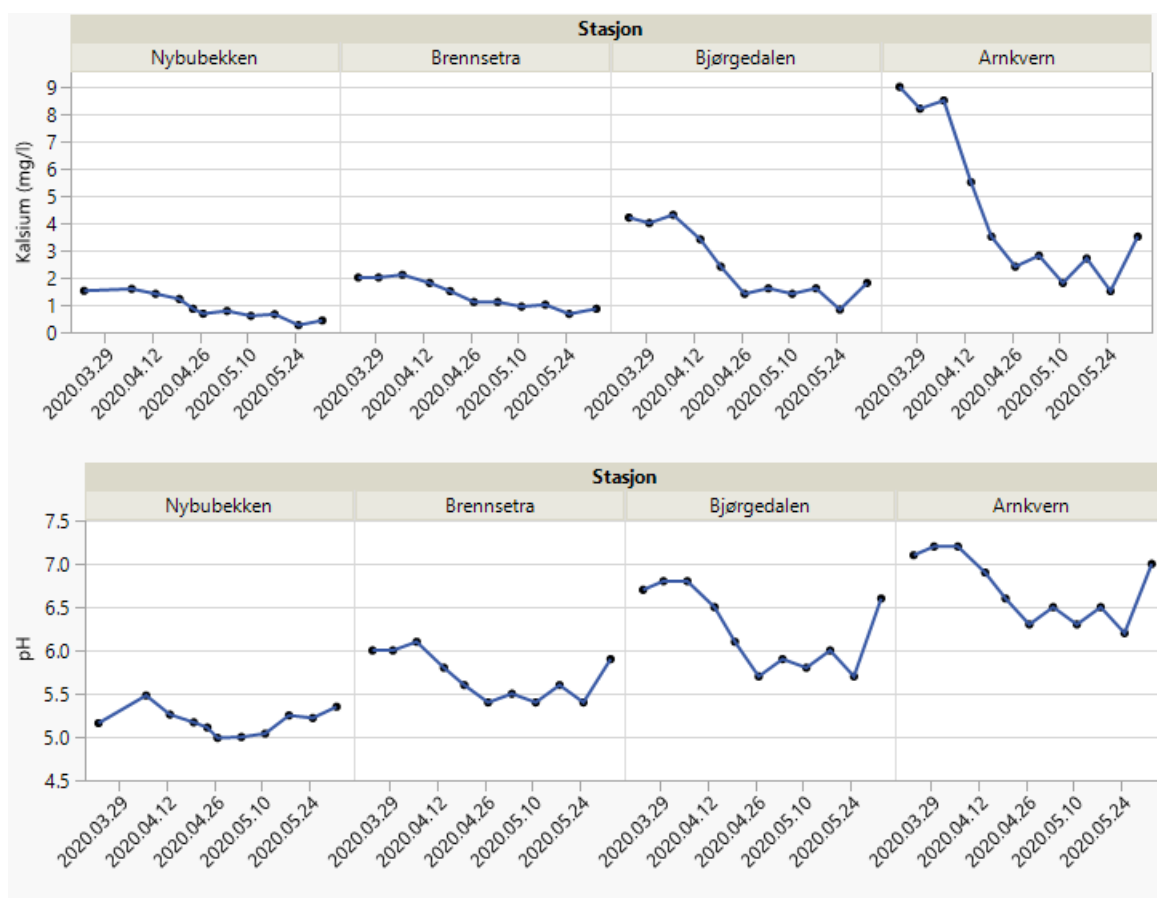
Figur 6. Forekomst av forsuringsepisoder i forhold til tidspunkt på året i to perioder oppstrøms doserer i Nybubekken.



Figur 7. pH vs. sulfat, TOC og kalsium i to perioder i Nybubekken oppstrøms dosering.

2.5 Resultater fra utvidet overvåking 2020

I mars igangsatte Fylkesmannen vannprøvetaking ved tre stasjoner for å undersøke hvordan vannkjemien er lenger ned i vassdraget sammenlignet med den faste stasjonen ved Nybubekken. Stasjonene er vist i **Figur 1** og utvalgte resultater i **Figur 8**. Resultatene viser at fra Nybubekken til Brennsetra øker kalsiumkonsentrasjonen med 0,3-0,7 mg/l. pH øker også med 0,3-0,7 enheter. Videre nedover i vassdraget øker kalsium og pH ytterligere når man kommer ned i jordbruksområdene. I april/mai 2020 var pH nede i 5,0 i Nybubekken. Dette er relativt lavt sammenlignet med vårprøver fra senere år (se Vannmiljø eller Garmo mfl. 2019). pH ved Brennsetra var på denne tiden 5,4-5,6.



Figur 8. Kalsiumkonsentrasjon (øvre paneler) og pH (nedre paneler) målt ved 4 stasjoner i Flagstadvassdraget. Panelene er sortert etter hvor i vassdraget stasjonene befinner seg.

Den 2. november 2020 ble det tatt noen ekstra vannprøver i forbindelse med høstflommen. pH verdiene i vassdraget var da: Tørbustilen 4,9, Brennsetra 5,1, Bjørgedalen 5,5 og Arnkvern 6,2. Det ble også tatt prøve fra stasjonen i Nybubekken, men resultatet foreligger ikke enda. Dette viser at vannet kan bli relativt surt langt nedstrøms vandringshinderet for mjøsørret.

3 Rekrutteringsforhold for storørret

3.1 Optimal vannkjemi og effekter av forsurening på ørret

I en studie av Lund mfl. (2018) var det indikasjoner på at terskelverdier for reproduksjon hos ørret lå så lavt som $\text{pH}=5,1$, $\text{LAI}=26\mu\text{l}$ og $\text{ANC}_{\text{Oaa}}=10\ \mu\text{ekv/l}$. Dette er imidlertid en nedre grense for reproduksjon og ikke en optimal vannkjemi for ørret. I en studie av Nyberg mfl. (1986) fant man at tettheten av ungfisk av ørret økte etter at pH verdiene økte til over 5,5 som følge av kalking. I Garmo mfl. (2019) ble det som utgangspunkt i vurdering av eventuell reforsuring som forklaring på endringer i populasjoner lagt til grunn at pH bør ligge over 6,0 og labilt aluminium under $20\ \mu\text{g/l}$. Basert på vannkjemidata fra Flagstadelva oppstrøms kalkdosereren, med medianverdier på $\text{pH}=5,69$ og ikke minst surstøt ned mot $\text{pH}=4,6$, kan surt vann anses å være begrensende for ørretproduksjon. Jf. **Kapittel 2 (Figur 8)** vil episoder med surt vann vedvare nedover i øvre deler av storørretførende strekning.

3.2 Vurdering av forhold for reproduksjon hos mjøsørret

Til vurderingen av situasjonen for storørretbestanden i Flagstadelva er det primært brukt tidligere publiserte data for el-fiske fra to stasjoner (se **Figur 1**), oppstrøms brua i Bjørgedalen (UTM 32V 614544 Ø; 6749427 N) og ved Brennsetersaga (UTM 32V 614410 Ø; 6753768 N). Disse stasjonene ble undersøkt i regi av Høgskolen Innlandet ved Arne Linløkken i forbindelse med oppstart av kalking i perioden 1993 – 1996 (Kirste og Aasen 1994, Engelhardt og Moen 1995, Kirste og Selbervik 1996, Egner mfl. 1997; se også Linløkken 1998 og Hindar 1999) og i årene 1997, 2002 og 2006 (A. Linløkken upublisert). De ble også undersøkt gjennom et større prosjekt som overvåket avslutning av kalking i perioden etter 2013 (2014-2018; Garmo mfl. 2019). Til inneværende utredning ble det i tillegg gjort el-fiske på begge stasjonene høsten 2020.

Habitatundersøkelser i nedre deler av elva (Olstad mfl. 2020b) viser at Flagstadelva har et potensiale som høyproduktivt ørrethabitat, men at gyteområdene for ørret er små og spredt. Ut fra dette ble det konkludert med at gyteområder er en større flaskehals enn oppvekstområder for den totale ørretproduksjonen i nedre deler i Flagstadelva. Hvorvidt tilgang på gyteområder er en reell flaskehals er imidlertid ikke kjent. Basert på strømforhold og vurdering av substratstruktur på ovenforliggende elfiskestasjoner er det rimelig å anta at de samme habitat- og gyteforholdene gjelder for hele strekningen opp til fallet ved Tørbustilen.

Av de vannkemiske vurderingene som er presentert i denne rapporten fremkommer det at surhetsgraden i Flagstadelva jevnt over er tilfredsstillende med tanke på fisk, men at det forekommer episoder med surt vann. Vi anser derfor datamaterialet (**Tabell 7 og 8**) for rekrutteringen i elva å være et godt grunnlag for å vurdere effekten av slike sure episoder på fiskepopulasjonen som helhet.

El-fiske ble gjennomført i løpet av høsten, ved de fleste anledninger i perioden medio-ultimo september. På grunn av varierende vannføring har også totalt overfisket areal variert mellom år. For begge stasjoner ble hele elvas bredde avfisket i 1993 – 1996 og i 2014. I de øvrige årene ble imidlertid en strekning langs vestre bredd avfisket for begge stasjoner. Ved enkelte anledninger ble stasjonene undersøkt ved tre gangers overfiske, mens det ved flest anledninger er gjennomført kun én eller to gangers overfiske. Tettheten av fisk er beregnet ut fra avtak i fangst ved tre gangers overfiske, "successive removal" (Bohlin mfl. 1989, Zippin 1958). For stasjoner med én eller to gangers overfiske ble tettheten av fisk beregnet ved å sette fangbarheten (p) lik 0,5. All fisk ble artsbestemt og lengdemålt i felt til nærmeste mm.

Tabell 7: El-fiskeresultater fra stasjonen ved Bjørgedalen i Flagstadelva. Underteksten «tot» refererer til all fisk og underteksten «0+» refererer til årsyngel. I kolonnene for fangst oppgis antall fisk fanget i henholdsvis 1., 2. og 3. runde. N=bestandsestimat, SE=Standard error (kun oppgitt ved tre-gangers overfiske). Tetthet er oppgitt som antall individer per 100 m².

Dato	Areal, m ²	Fangst _{tot}	Fangst ₀₊	N _{tot} ± 2SE	N ₀₊ ± 2SE	Tetthet _{tot}	Tetthet ₀₊
24.06.93	700	50/18	2/1	78.1 ± 14.5	3.4 ± 0.6*	11.2 ± 2.1	0.5 ± 0.1*
18.08.94	350	66/29/4	41/31/4	109 ± 5.4	78.2 ± 3.8	31.2 ± 1.5	11.2 ± 0.6
15.08.95	280	64/33/19	1/0/0	144 ± 22.1	1.2 ± 0.2	51.4 ± 7.9	0.2 ± 0.03
18.09.96	350	40/12/8	19/7/1	68.0 ± 6.9	29.5	19.4 ± 2.0	4.2 ± 0.6
12.08.97	300	70/22/17	36/10/13	126.2 ± 15.1	106.2 ± 12.6	42.1 ± 4.0	15.2 ± 1.8
06.08.02	350	53/17/11	11/4/2	92.3 ± 8.7	19.3 ± 1.8	26.4 ± 2.5	4.8 ± 0.5
09.08.06	350	72/36/21	20/14/6	159.0 ± 22.3	88.3 ± 12.2	45.4 ± 6.4	12.6 ± 1.7
17.09.14	215	10/8/5	4/1/0	36.5 ± 126.8	8,0	17,0	3,7
29.09.15	129	7/5/-	3/1/-	14,0	6,0	10,9	4,7
26.09.16	129	16/11/3	7/3/1	34,2 ± 6,4	11,7 ± 1,1	26,5	9,1
19.09.17	129	10/-/-	2/-/-	20,0	4,0	11,2	2,2
01.10.18	153	12/7/-	5/6/-	24,0	10,0	15,7	6,5
24.08.20	350	76/-/-	12/-/-	152	24	43.4	6.9

* Beregning gjort for 1+ ørret

Tabell 8: El-fiskeresultater fra stasjonen ved Brennsætersaga i Flagstadelva. Underteksten «tot» refererer til all fisk og underteksten «0+» refererer til årsyngel. I kolonnene for fangst oppgis antall fisk fanget i henholdsvis 1., 2. og 3. runde. N=bestandsestimat, SE=Standard error (kun oppgitt ved tre-gangers overfiske). Tetthet er oppgitt som antall individer per 100 m².

Dato	Areal, m ²	Fangst _{tot}	Fangst ₀₊	N _{tot} ± 2SE	N ₀₊ ± 2SE	Tetthet _{tot}	Tetthet ₀₊
09.10.93	200	9/1	0	10.1 ± 0.9	0	5.1 ± 0.4	0
18.08.94	200	27/10	7/3	42.9 ± 11.4	1.2 ± 3.4	21.4 ± 1.5	3.2 ± 0.8
15.08.95	200	27/20/8	5	71.4 ± 20.0	6.5 ± 1.8	35.7 ± 10.0	1.6 ± 0.5
20.09.96	200	20/12/8	0	55.2 ± 23.4	0	27.6 ± 11.7	0
14.08.97	250	30/10/6	1/0/0	52.4 ± 4.4	1.1 ± 0.1	20.9 ± 2.6	0.3 ± 0.02
06.08.02	200	30/11/5	7/3/1	51.9 ± 5.9	12.4 ± 1.4	20.8 ± 2.3	3.1 ± 0.4
09.08.06	250	27/14/6	0	55.7 ± 9.9	0	22.3 ± 4.0	0
17.09.14	203	18/7/1	5/1/0	26,7 ± 0,5	10,0	13,2	4,9
29.09.15	90	7/3/-	4/2/-	14,0	8,0	15,6	8,9
26.09.16	135	2/-/-	0/-/-	4,0	0,0	3,0	0,0
19.09.17	135	4/-/-	1/-/-	8,0	2,0	5,9	1,5
01.10.18	129	4/-/-	1/-/-	8,0	2,0	6,2	1,6
31.08.20	300	58/-/-	6/-/-	116	12	38.7	4.0

Av el-fisket fremkommer det at tettheten av ungfisk var generelt moderat til lav på begge stasjonene i perioden 2014 - 2018. Det var imidlertid en økning i ungfisktetthet på begge stasjoner i 2020, selv om tettheten av årsyngel (0+) fortsatt var lav i dette året.

Når det gjelder fiskedata fra perioden 1993 tom. 2006, må det tas høyde for at Vang JFF satte ut 70000 ørretyngel i vassdraget da kalkingen startet i 1994, videre 15000 i 1997 og 30000 i 1998 (oppgitt av tidligere leder i Vang JFF). Det er ikke kjent for forfatterne eksakt hvor og når på året denne fisken ble satt ut. Tettheten av ungfisk totalt i 1993 var sammenliknbar med det som ble påvist i perioden etter at kalking ble avsluttet. Under el-fisket i perioden hvor kalking pågikk (1994-1996, 2002 og 2006) var den totale tettheten av ungfisk generelt høyere enn før og etter kalking. Spesielt ved Brennsætersaga var også tettheten iøynefallende stabil i denne perioden. I kalkingsperioden med generelt høyere totaltettheter, var imidlertid tettheten av årsyngel overraskende lav. Dette gjelder særlig ved Brennsætersaga, men også til dels i Bjørgedalen. Som nevnt ovenfor var også 2020 spesiell, med høy tetthet av ungfisk totalt på begge stasjoner, selv om tettheten av ungfisk fortsatt var lav. Det er med andre ord ikke lett å tolke rekrutteringsbilde av ørret på disse stasjonene. Utsettingene på 1990-tallet er også med å gir et rotete bilde av utviklingen.

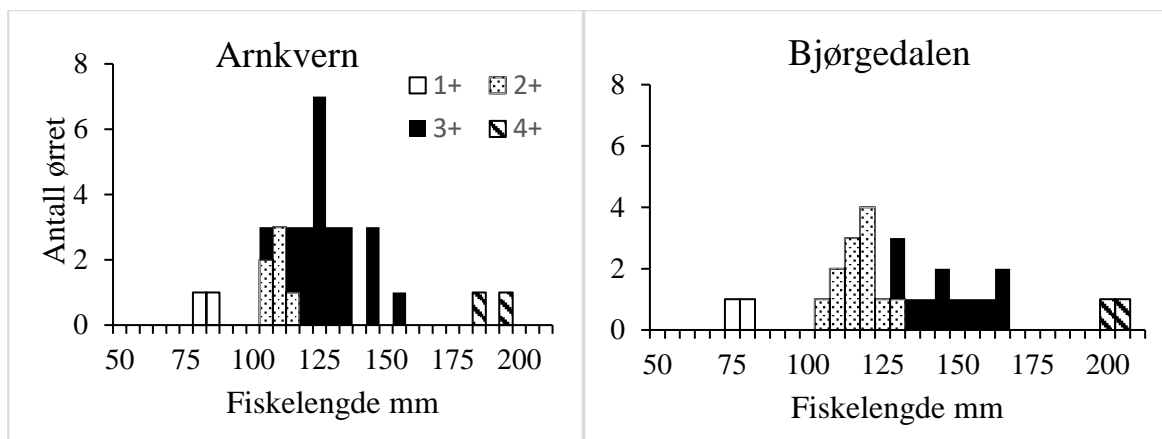
I forbindelse med fisket i perioden 2014 – 2018 og i 2020 ble det ved flere anledninger observert mjøsørret på gytevandring ved begge stasjoner: 6 gyteklare ørret ved stasjonen i Bjørgedalen

(1 den 17.09.2014, 1 den 19.09.2017, 1 den 01.10.2018 og 3 stk den 24.08.20) og 3 ved stasjonen ved Brennsætersaga alle den 01.10.2018).

Tabell 9: Antall mjøsørret på gytevandring fanget (n) per år i fiskefella ved Vang Vannverk, Bassin i perioden 1995 – 2012.

År	n
1995	122
1996	48
1997	61
1998	9
1999	0
2000	129
2001	223
2002	43
2003	282
2004	453
2005	416
2006	436
2007	275
2008	465
2009	377
2010	284
2011	348
2012	164

Tabell 9 viser årlige registreringer av mjøsørret på gytevandring i fiskefella ved Vang Vannverk, Bassin i perioden 1995 – 2012. Med noe variasjon fremkommer det allikevel at det var en markert økende trend i antall mjøsørret på gytevandring fra år 2000 sett i forhold til de foregående årene. Denne trenden kan reflektere økt rekruttering som følge av bedre forhold etter kalking forutsatt at majoriteten av fisken vandrer ut til Mjøsa før fem års alder. Rustadbakken mfl. (2004) presenterte en sammenfatning av merke-/gjenfangstdata for ørret fra Brumunda for perioden 1973 til 2000. Her fremkommer det at majoriteten av ørretungene i Brumunda vandrer ut ved en størrelse på 18-22 cm. Dette innebærer for Brumunda sin del at utvandring varierer fra to til både seks og sju år, men at de fleste vandrer ut ved alder 3 – 4 år. Etter utvandring til Mjøsa ligger den årlige tilveksten hos brumundaørreten omkring 10-14 cm de to-tre påfølgende årene (Rustadbakken mfl. 2004). Det er ting som tyder på at ørreten i Flagstadelva vandrer ut ved liknende alder som i Brumunda, og at den har et liknende vekstmønster som den i Brumunda. Alder- og lengdefordeling i el-fiskefangster fra Flagstadelva i 1993 (**Figur 9**) viste at det er få individer større enn 15 cm og bare unntaksvis større enn 20 cm, og få individer er eldre enn 3+. Dette tilsvarer også resultater fra el-fiske i Flagstadelva i 1998 (Linløkkens 1998). Under båtelfiske i august fanget Johnsen mfl. (2014) 16 ørret i lengdeintervallet 14 – 18 cm i Åkersvika ved munningen til Flagstadelva. Det ble konkludert med at dette sannsynligvis var utvandrende ørret, noe som også underbygger antagelsen om at majoriteten av ørretungene som klekkes i Flagstadelva vandrer ut før de når fem års alder. Gjennomsnittsstørrelsen hos ørret på gytevandring fanget i fella i Basin i perioden 1995 – 2012 var også liknende med det som er rapportert for fellefanget ørret i Brumunda (Rustadbakken mfl. 2004 sammenholdt med Olstad mfl. 2020a).



Figur 9. Alder og lengdefordeling i el-fiskefangster av ørret fra Flagstaelva ved Arnkværn ($n=33$) og Bjørgedalen ($n=27$) i juni 1993.

4 Sammenfatning vannkjemiske forhold og ørretrekruttering

Sammenligning av dagens med før-industriell vannkvalitet

De tre ulike tilnærmingene for å estimere naturtilstanden gir noe ulikt resultat. Dette understreker at det er en viss usikkerhet knyttet til disse metodene. F-faktor-metoden antyder at dagens ANC i Flagstadelva er i nærheten av naturtilstand. Sammenligningen med nærliggende sjøer tydet på at den kan ligge noe under og bruk av MAGIC bibliotek at den ligger enda noe under. Samlet sett kan det antas at dagens ANC ligger maksimalt rundt 15 $\mu\text{ekv/l}$ under naturtilstand, men mest sannsynlig i området 5-15 $\mu\text{ekv/l}$ under.

Studier av eksisterende dataserier

Middeltilstanden (median) for pH har endret seg forholdsvis lite mellom periodene 1993-2003 og 2011-2020, fra 5.22 til 5.29. Frekvensen av pH-verdier under 5.0 har imidlertid avtatt markert, fra 35% av målingene i den tidligste perioden til 10% i den seneste perioden.

De sureste episodene (pH<5.0) opptrer etter langvarig sommertørke, i forbindelse med snøsmeltingsflommer og i forbindelse med regnværsflommer om høsten. En tendens i den seneste perioden (2011-2020) er færre og mindre sure episoder i forbindelse med snøsmelting, mens regnværsflommene fortsatt kan resultere i episoder hvor pH synker under 5.0.

Mediankonsentrasjonen av sulfat i Flagstadelva er redusert fra 0,9 mg/l i perioden 1993-2003 til 0,3 mg/l i perioden 2011-2020, og den er nå så lav at bidraget fra langtransporterte forurensninger til forsuring i elva må karakteriseres som minimalt.

De lave pH-verdiene som fortsatt måles i elva er derfor i all hovedsak knyttet til naturlige prosesser. Med de generelt høye TOC-konsentrasjonene som måles i elva følger det også organiske syrer som vil bidra til lav pH med mindre syretilskuddet til enhver tid bufres av tilgjengelige basekationer. Dette kan forekomme i lavvannperioder hvor kalsium og pH øker pga. stort grunnvannsbidrag, mens det under gjennomsnittlig eller høy vannføring er for lite basekationer til å nøytralisere de organiske syrene.

De sure episodene i elva vil i de fleste tilfeller skyldes fortykning av basekationer i forbindelse med flommer (sterk korrelasjon mellom kalsium og pH i vannet). Det er også dokumentert at langvarig sommertørke har ført til at sulfid i torvmyrene i øvre deler av vassdraget blir oksidert til sulfat og forårsaket kraftig forsuring (pH 4.13) i forbindelse med det første regnværet etter tørken.

Vurdering av forhold for mjøsørret

Ungfiskregistreringene i perioden før, under og etter kalking gir ikke et entydig bilde av utviklingen i forholdene for ørret. Basert på eksisterende kunnskap om optimal vannkemi for arten (jmf. kapittel 3.1), så er imidlertid produksjonen av ørret i Flagstadelva med stor sannsynlighet påvirket av episoder med surt vann. Dette gjelder primært på strekningen fra Tørbustilen og ned til området mellom Brennsætersaga og Bjørgedalen. Det kan imidlertid ikke utelukkes at effekten også kan gjøre seg gjeldende lengre nedover under gitte forhold. Området mellom Tørbustilen og Bjørgedalen utgjør om lag halvparten av den delen av elva som er tilgjengelig for mjøsørret, og slik sett en betydelig andel av det totale potensielle oppvekstområdet for denne fisken.

Samlet konklusjon

Dagens avvik fra naturtilstanden vurderes til å være lite og konsentrasjonene av sulfat i elva er nå så lave at bidraget fra langtransporterte forurensninger til forsuring i elva må karakteriseres som minimalt i forhold til naturlige forsurende prosesser. Det synes derfor vanskelig å argumentere for å starte opp igjen kalkingen av elva – så lenge kalkingsvirksomheten er basert på å avbøte forsuringseffekter som er forårsaket av langtransporterte forurensninger. Kalking vil imidlertid med stor sannsynlighet ha god effekt som fiskeforsterkende tiltak for å sikre overlevelse

gjennom episodiske surstøt og således øke bidraget fra Flagstadelva til det samlede antall mjøsørret.

5 Kalkingsstrategi for Flagstadelva

Vannkvalitet og vannkvalitetsmål for mjøsørret i Fladstadelva

Vannkvalitetsmålet for oppvandrende mjøsørret i Flagstadelva må bestemmes ut fra vannkvaliteten i de øvre delene av elva. Denne vannkvaliteten er svært forskjellig fra de nedre delene som er påvirket av mer kalkrik berggrunn, landbruk og bebyggelse. Dette gir større ionestyrke og høyere ANC (se **Kapittel 2**). Vannkvaliteten i de øvre deler av elva er sterkt humuspåvirket, noe som også gir en betydelig påvirkning fra organiske syrer. I tillegg var avsetningen av svovel og nitrogen fra langtransporterte forurensninger så vidt høy at vassdraget ble kalket med doserer fra 1994 til 2012. Redusert forsuringsbelastning har medført svakt økende ANC, med lavere påvirkning av sterke syrer. Tilstanden er nå vurdert som nær naturtilstanden for en myrforsuret elv, der pH hovedsakelig bestemmes av organiske syrer og fortykning av basekationer i forbindelse med høy vannføring. Det kan fortsatt oppstå svært lav pH i forbindelse med flommer, spesielt dersom det i forkant har vært tørke slik at sulfid i torvmyrene i øvre deler av vassdraget blir oksydert til sulfat som deretter vaskes ut under første regnværsperiode etter tørken. Vannkvaliteten for fisken kan i slike situasjoner forbedres ved å kalke. Før oppstart av kalking i 1994 ble vannkvalitetsmålet satt til pH > 6,2 (Hindar, 1993). I senere tid før doseringen ble stoppet i 2012, var pH-kravet **ved anlegget** satt til pH 5,5 (Ole Nashoug pers. medd.).

Tiltak for forbedrete gyte og oppvekstvilkår for mjøsørret.

Kalkingstiltak for bedring av vannkvaliteten kan i prinsippet gjennomføres på fire ulike måter, eller som en kombinasjon av disse: Terrengkalking, innsjøkalking, elvedosering og substratforbedrende kalkingstiltak. Alle fire varianter er vurdert her.

Terrengkalking

Terrengkalking er en metode som innebærer omfattende helikopterkalking og en betydelig engangskostnad. Imidlertid har nyere forskning vist at metoden er meget effektiv, med en virkningstid på > 25 år, kanskje så mye som 50 år (Hindar 2020). Metoden er ikke anbefalt benyttet i myr, men fortrinnsvis i tørt skogsterreng. Kalking av utstrømningsområder i myr er forsøkt (Hindar m.fl. 2000), men metoden påvirker i vesentlig grad vegetasjonen i bløt myr.

Innsjøkalking

Innsjøkalking kan benyttes dersom oppholdstiden for vannet i innsjøen ikke er uforholdsmessig kort. Det er en fordel om det finnes kjørevei ned til innsjøen slik at det kan benyttes kalkingsbåt og ikke helikopter. Innsjøvolumet i Nybusjøen er estimert med et antatt middeldyp på 3,5 meter. Dette gir vannet en teoretisk oppholdstid på ca. 14 dager. Det er ikke kjørevei ned til vannkanten.

Dosering fra anlegget oppstrøms Nybusjøen

Dette anlegget var i drift til 2012. Det var et pH-styrt doseringsanlegg som justerte doseringen etter pH nedstrøms anlegget. Doseringsanlegget er plassert strategisk riktig i forhold til kalking for mjøsørret, som kan gå opp til et vandringshinder ca. 4 km nedstrøms anlegget. Dette gir tilstrekkelig tid til kjemisk oppløsning og stabilisering av aluminiumkjemien slik at ikke giftige overgangsformer påvirker vannkvaliteten nedstrøms oppvandringshinderet. Av samme årsak kan doseringsanlegget dosere med kategori 3 kalk. Denne har lang oppløsningstid, men med Nybusjøen som fordøyingsmagasin i en 4 km lang innblandingssone, vil nær all CaCO₃ være ferdig reagert ved målområdet, selv ved stor flom (oppholdstid >0,5 timer). Anlegget bør dosere etter pH og vannføring.

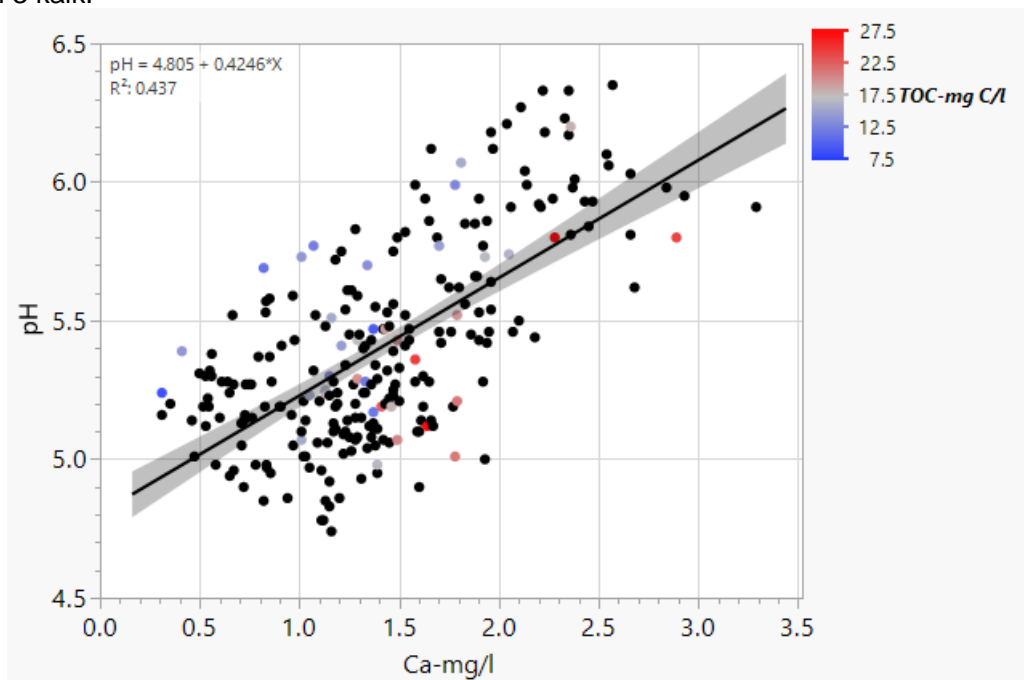
En ren vannføringsstyrt dosering er teoretisk mulig, men erfaringer viser dårlige sammenhenger mellom vannføring og pH-utvikling gjennom forløpet av en flom. Tidligere styring etter pH-nedstrøms var vanskelig å vedlikeholde (Ole Nashoug pers. medd.). Det bør være mulig å styre anlegget etter pH oppstrøms anlegget og en titreringskurve som gir forholdet mellom tilsatt CaCO₃ og pH. Da kan pH-måleren stå på anlegget, noe som gir vesentlig enklere vedlikehold. Doseringen blir da noe mindre nøyaktig enn ved nedstrøms pH-styring, men eventuelle kortvarige over- eller underdoseringer vil kunne utlignes i Nybusjøen før vannet når målområdet. Selv

om pH ikke er det beste målet på vannkvalitet for fisk, er pH i de fleste tilfeller den beste tekniske prosessparameteren for kalkdosering i sure elver.

Det foreligger ikke et generelt og entydig definert kalkingsmål for ørret. De mest sårbare periodene antas å være eggklekkingen om våren og gyteperioden om høsten. Konsentrasjonen av reaktivt og labilt aluminium i de øvre delene av Flagstadelva er gjennomgående lav hele året. Høstflommen er nå som regel surere enn vårfloppen. Det mangler dokumentasjon på om surhetsgrad samt varighet av eksponering av egg/ungel om våren og gytefisk om høsten gir grunnlag for variable pH-mål gjennom året. Vi foreslår $\text{pH} \geq 5,8$ som fast pH-mål i mjøsørretførende strekning av elva, noe som anslagsvis tilsvarer $\text{pH} 5,5$ ved anlegget, altså en videreføring av det gamle pH-målet. Erfaringsmessig øker pH 0,3 pH-enheter fra dosering til målområdet (**Kapittel 2** og Ole Nashoug pers. medd.). pH-kravet ved anlegget kan derfor settes til $\text{pH} 5,5$.

Det er vanskelig å opprettholde kjørbare vei på vinterstid. Anlegget bør derfor ha tilstrekkelig stor lagerkapasitet til å kunne håndtere all dosering fra januar til mai, anslagsvis halve årsbehovet. Anlegget bør rigges for helårsdrift, men vil naturlig nok stå i lange perioder uten å dosere i sommerhalvåret og under stabile vinterforhold. Jf. **Kapittel 2** er pH ved anlegget lavere enn 5,5 ca. 70 % av året.

Kalkmengder ved doserer kalking. Det ble gjort et forsøk på å beregne kalkdoser basert på eldre loggfiler fra anlegget, men dette viste seg vanskelig. Et anslag for kalkbehov ble derfor gjort basert på resultatene i kapittel 2. **Figur 4** viser at pH ved normal lavvannføring er høyere enn pH-kravet ($\text{pH} 5,5$). Under flom er det dokumentert umiddelbar reduksjon av pH (Høgberget m. fl 2019). Frekvensgrafen i **Figur 3** er laget på grunnlag av svært mange vannprøver tatt med faste intervaller. Derfor kan det utledes av grafen at i ca. 70 % av årlig vannmengde er $\text{pH} < 5,5$. Gjennomsnittlig surhetsnivå er da ca. $\text{pH} 5,2$. Imidlertid kan forsuringen bli vesentlig lavere, og dersom laveste nivå er $\text{pH} 4,5$, vil beregnet kalsiumbehov være ca. $1,5 \text{ g kalsium/m}^3$ for å heve pH til 5,5 (fig 10). Multiplisert med årsavrenning gir dette et doseringsbehov på i underkant av 50 tonn $\text{CaCO}_3/\text{år}$ forutsatt 75 % oppløsning av tilført mengde kalk. Vannets oppholdstid fra doseringspunkt til oppvandringshinderet for mjøsørret er lang. Det er derfor tilstrekkelig med kategori 3 kalk.



Figur 10. Sammenhengen mellom pH, kalsium og TOC i Flagstadelva mellom 2011 og 2019. Høy TOC-konsentrasjon resulterer i høyere kalsium ved samme pH. Grafen tilsier at en tilsats

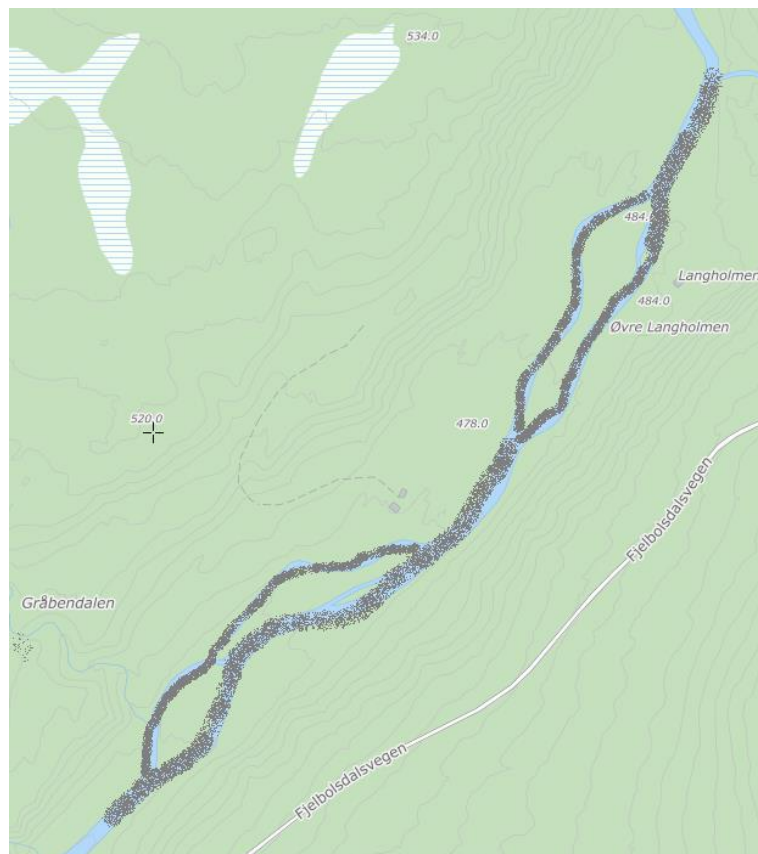
av omlag 1,5 mg Ca/l, (3,75 g CaCO₃/ m³) vil gi pH på minimum 5,5 ved dosereren ved sure forhold.

Substratforbedrende kalkingstiltak (gytegruskalking)

For å bedre mikromiljøet for ørretegg i elvesubstratet kan innblanding av knust kalkstein i gyte-substrat være en effektiv metode for å øke overlevelsen (Pedersen m.fl. 2018). Kornfordelingen på kalksteinen må være lik gytesubstratet. Det er viktig å ikke velge for fin kornfordeling, da dette kan hindre vanngjennomstrømming i substratet med påfølgende oksygenmangel for eggene. Det er mange områder i Flagstadelva med relativt store steiner som holder på bunnsubstratet og hindrer at det vaskes vekk (Tore Qvenild pers. medd.) Det bør derfor være mulig å finne gode lokaliteter for innblanding av kalkstein. Det er viktig med en nøyaktig kartlegging av bunnsforholdene i de områdene som mjøsørreten erfaringsmessig gyter før eventuell utlegging av kalkgrus. Nøyaktig flyfotografering i lavvannsperioder om høsten (uten blader på trærne) vil være et nyttig hjelpemiddel til kartleggingen. En slik fotografering kan forslagsvis gjennomføres med drone.

Barlaup m.fl. (DN 2002) foreslår kalkmengder for gytegruskalking på grunnlag av nedbørfeltets størrelse eller på grunnlag av ønsket kalket elvestrekning. Benyttes nedbørfeltet oppstrøms oppvandringshinderet, anslås behovet å være 120 tonn (2 tonn/km²/år). Ved kartlegging av elvestrekninger spesielt gunstige som gyteområder vil behovet kunne beregnes mer nøyaktig. Det er foretatt foreløpig grovt anslag av aktuelle strekninger, og tre områder virker meget aktuelle. Dette er Svartdalen, Øvre og Nedre Langholmen slått sammen til et område og Svensksletta (Ole Nashoug pers.med.). Dette er områder der elva deler seg i øyrer, og det er beregnet kalkgrusutlegging i alle løp (se **Figur 11** og **12**). Samlet elvestrekning er 2,1 km. DN-notatet anbefaler kalking pr. lengde elv (20-50 kg/m/år). Dette er mål som er vanskelig å forholde seg til, men et antatt behov på 35 kg/m elvestrekning, vil føre til et totalt kalkgrusbehov på 74 tonn.

Vedlikeholdskalkingen må ta utgangspunkt i den kjemiske forvitringen av kalkpartiklene og eventuell utvasking av materialet. Forvittringshastigheten kan være opp mot 20 %. I mindre sur elv reduseres forvittringshastigheten vesentlig. I TOC-rikt vann vil humus feste seg på kalkstein. Dette hemmer også kjemisk oppløsning. Mekanisk slitasje som fjerner humusbelegg oppstår når fisk graver gypegroper og når bunnsedimenter er i bevegelse under flom. Da Flagstadelva er en humusrik moderat sur elv, antas relativt langsom oppløsning av kalkgrus. Derfor foreslås vedlikeholdskalking hvert 5. år dersom ikke årlige observasjoner tilsier andre intervaller.



Figur 11. Forslagsvis antydning av hvor kalkgrus (gråfarge) bør legges i alle løp av elva der denne danner øyrer med egnet gytegrus i sedimentet. Eksempelet er fra området Øvre og Nedre Langholmen (Kilde: Norkart).



Figur 12. Foto av Øvre Langholmen ved høy vannføring høsten 2020. Området er foreløpig utpekt som mulig utleggingsområde for kalkgrus. (Foto Ole Nashoug)

Anbefalinger

Det anbefales å gjennomføre to tiltak:

- Det anbefales å ruste opp eksisterende doseringsanlegg ved Nybusjøen slik at det kan levere riktige kalkdoser for å opprettholde pH-målet ved oppvandringshinderet for mjøsørret ved Tørbustilen.
- Det anbefales å kartlegge hvor gyteområdene finnes i elva, for deretter å tilsette knust kalkstein som innblanding i eksisterende gytegrus.

Dersom det ikke er aktuelt å gjennomføre begge tiltakene, bør utlegging av kalkstein prioriteres før opprusting/drift av dosering fra kalkdoseringsanlegget oppstrøms Nybusjøen.

Det anbefales ikke å terrengkalke nedbørfeltet, da 48 % består av myrområder og metoden skader vegetasjonen på myrene uforholdsmessig mye.

Innsjøkalking i Nybusjøen anbefales ikke på grunn av for kort oppholdstid i innsjøen (14 dager). Dette vil gi uforholdsmessig hyppige rekalkinger. Et annet viktig argument mot innsjøkalking, er at innsjøen ikke er tilgjengelig fra vei, noe som gjør slik kalking krevende og økonomisk ugunstig.

Overvåking av tiltak

Dersom tiltakene blir realisert, er det viktig å overvåke effekten for å dokumentere utviklingen over tid. En effektiv overvåking danner også grunnlag for eventuelt nye tiltak eller optimalisering av eksisterende tiltak.

Dersom en starter opp igjen med kalkdosering fra Nybu doseringsanlegg, anbefales etablering av en automatisk pH-overvåkingsstasjon i målområdet for kalkingen. Denne må være plassert slik at den dokumenterer effekten av kalkingen i målområdet.

Ved forbedringstiltak i gytegrusområder anbefales et omfattende bestandsfiske med el-fiskeapparat for bestemmelse av størrelsen på yngelproduksjonen. Fisket bør foregå på ettersommeren i de planlagte tiltaksområdene, for deretter å gjenta dette hvert år ved samme tid og vannføring. Det bør etableres spesielt utvalgte observasjonsfelter der kalkgrusens oppløsningsevne følges opp.

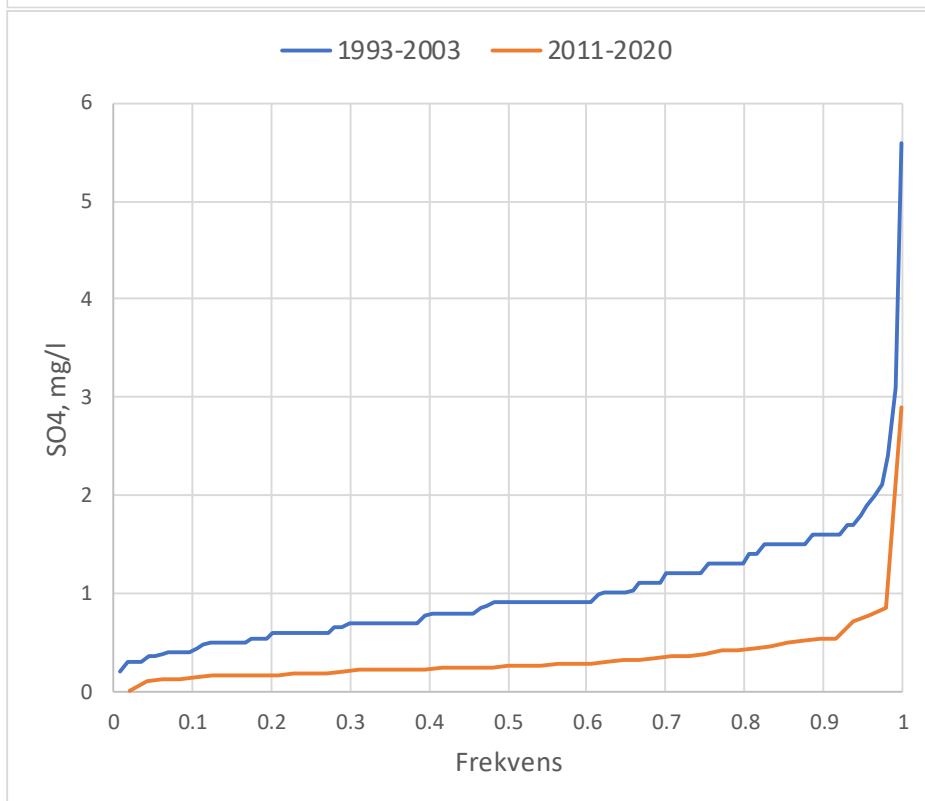
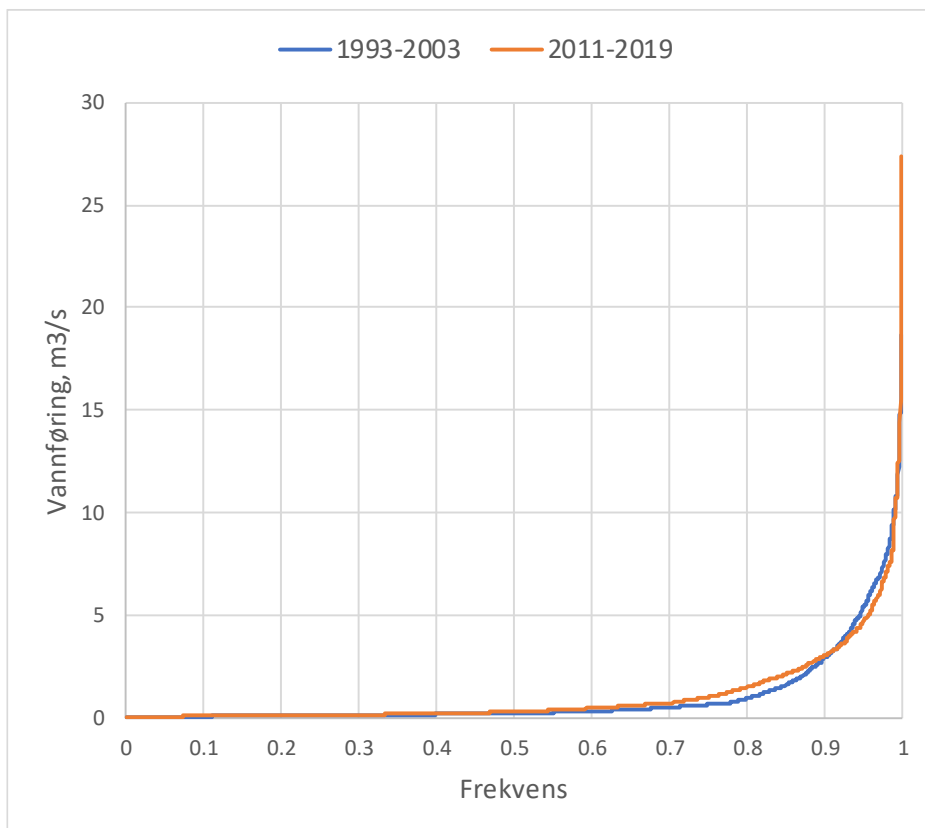
6 Referanser

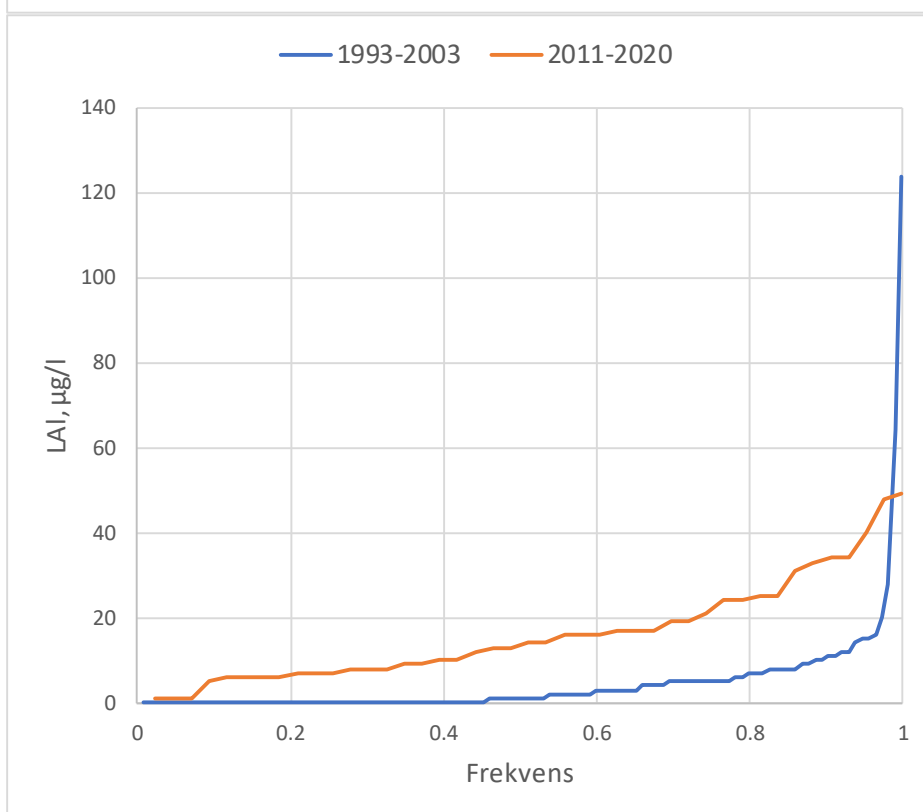
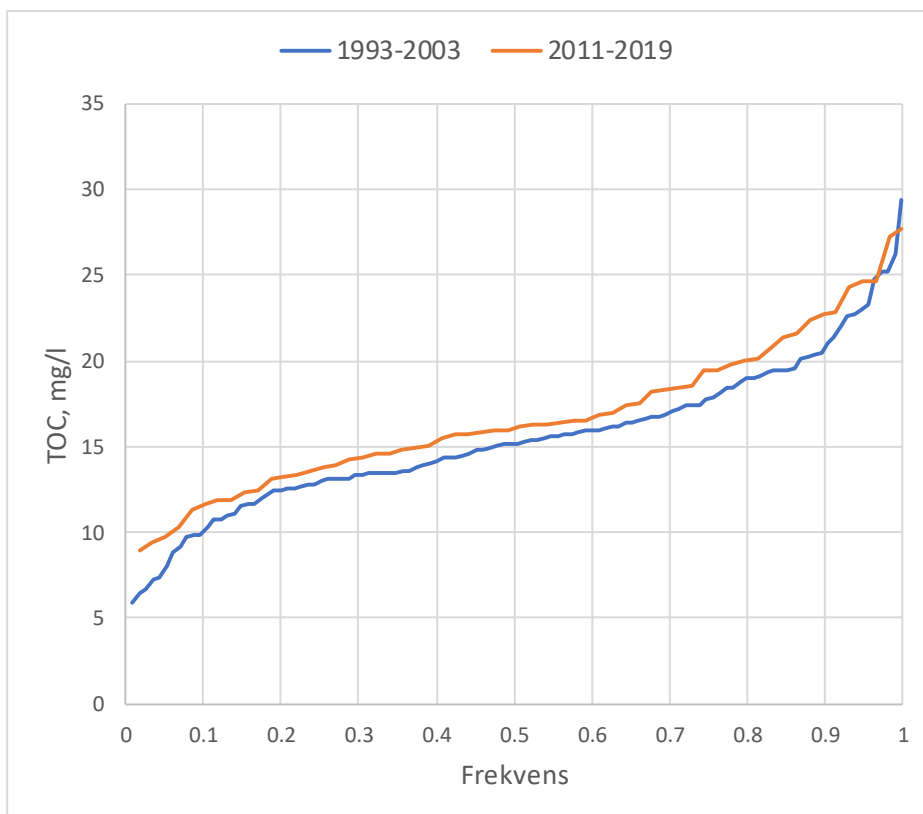
- Austnes, K., Lund, E., Valinia, S. & Cosby, B.J., 2016. Modellbasert klassifisering av forsureningstilstand i innsjøer uten måledata. NIVA-rapport 7047-2016.
- Barlaup, B.T., Hindar, A., Kleiven, E. & Raddum, G.G., 2002. Bekkekalking med skjellsand og kalkgrus – effekter på vannkjemi, bunndyr og fisk. Utredning 2002-5.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G., Saltveit, S.J., 1989. Electrofishing — Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173, 9–43.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A. & Wright, R.F., 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3), 499-517.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. & Wright, R.F., 1985a. Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research* 21(1), 51-63.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M. & Galloway, J.N., 1985b. Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research* 21(11), 1591-1601.
- Dillon, P.J., Molot, L.A. & Futter, M. (1997) The effect of El Nino-related drought on the recovery of acidified lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 46, 105–111.
- Egner, A., Juliussen, J.E. & Olstad, K. 1997. Flakstadelva etter to år med kalking. En limnologisk studie av utviklingen og nåsituasjonen. Prosjektarbeid ved HH, avd. Blæstad. 67 s.
- Engelhardt, E. & Moen S. 1995. En limnologisk undersøkelse av Flakstadelva etter kalking. Prosjektarbeid ved HH, avd. Blæstad. 38 s.
- Garmo, Ø., Johnsen, S.I., Dokk, J.G., Holter, T.H., Håll, J.P., Løvik, J.E. & Olstad, K. 2019. Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. Oslo. Rapport fra overvåking i perioden 2015-2018. NIVA-rapport 7400. 119 s.
- Henriksen, A. & Posch, M., 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air, and Soil Pollution Focus* 1, 375–398.
- Hindar, A. 1993. ENSIS'94: "Miljøforbedring av vassdrag". Kalkdosering i Flakstadelva i Hamar kommune. Vedlegg til søknad av 06.01.93.
- Hindar, A. 1999. Kalking av vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter., Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Hindar, A. 2020. Kalking av skog ga god vannkvalitet i 25 år. [Forskersonen.no](http://forskersonen.no)
- Hindar, A., Skiple, A. & Høgberget, R. 2000. Kalking av myrområder ved Røynelandsvatn. Direktoratet for naturforvaltning ISBN 82-7072-385-1.
- Høgberget, R., Økelsrud, A. og Garmo, Ø. 2019. Surstøt – rapport fra pH-logging av utvalgte elver. NIVA-notat J.nr. 0143/19.
- Johnsen S.I., Museth, J. & Dokk, J.G. 2014. Vurdering av Åkersvika som funksjonsområde for fisk - Effekter av vegbygging og foreslåtte miljøtiltak - NINA Rapport 1074. 44 s.
- Kirste, N.Y. & Selbervik, M. 1996. En limnologisk undersøkelse av Flakstadelva etter kalking. Prosjektarbeid ved HH, avd. Blæstad. 54 s.
- Kirste, O.K. & Aasen, O.J. 1994. En limnologisk undersøkelse av Flakstadelva i Hamar kommune med henblikk på forsurening. Prosjektarbeid ved HdH, avd. Blæstad. 51 s.
- Laudon H, Köhler S, Bishop KH. Natural acidity or anthropogenic acidification in the spring flood of northern Sweden?. *Science of the Total Environment*. 1999 Aug 30;234(1-3):63-73.
- Linløkken, A.N. 1998. Flakstadelva - Fisk. I Hindar A. (red.) Kalking av vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter. Norwegian institute for nature management DN-notat 1998-3, Trondheim.

- Linløkken, A.N., Johansen, W. & Wilson, R. 2014. Genetic structure of brown trout, *Salmo trutta*, populations from differently sized tributaries of Lake Mjøsa in south-east Norway. *Fisheries Management and Ecology* 21, 515-525.
- Lund, E., Garmo, Ø.A., Wit, H.A. de, Kristensen, T., Hawley, K.L., Wright, R.F., 2018. Reduced Acid Deposition Leads to a New Start for Brown Trout (*Salmo trutta*) in an Acidified Lake in Southern Norway. *Water. Air. Soil Pollut.* 229, 368.
- Moldan, F., Stadmark, j., Jutterstrom, S., Kronnas, V., Blomgren, H., & Cosby, B.J., 2020. MAGIC library – A tool to assess surface water acidification. *Ecological Indicators* 112, 106038.
- Nyberg, P., Appelberg, M., Degerman, E., 1986. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Water. Air. Soil Pollut.* 31, 669–687.
- Oliver BG, Thurman EM, Malcolm RL. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 1983 Nov 1;47(11):2031-5.
- Olstad, K., Johnsen, S.I. & Museth, J. 2020a. Sammenfatning av langtids merkeserier for Mjøsørret i Brumunda og Flagstadelva. Oppdrag for Fylkesmannen i Hedmark. NINA Rapport under utarbeidelse. Norsk institutt for naturforskning.
- Olstad, K., Dokk, J.G., Johnsen, S.I. & Myrvold, K.M. 2020b. Habitatkartlegging og el-fiskeundersøkelser i Flagstadelva 2019 – 2020. NINA Rapport 1885. Norsk institutt for naturforskning. 34 s.
- Pedersen H.B., Hegge O. & Rølsåsen F. 2018. Kalkgrus for å bedre rekrutteringen for røye. pH-status – 2 – 2018. Qvenild, T., 2010. Fiske i Hedmark. Tun Forlag.
- Qvenild 2010; Fiske i Hedmark
- Rustadbakken, A., Qvenild, T. & Narud, A. 2004. Storørreten i Brumunda. En framstilling av merke-/gjenfangstdata samt vekstanalyser av fisk fra perioden 1973 til 2000. Naturkompetanse rapportserie 2004-1. 35 s.
- Solheim, A.L., Thrane, J.E., Skjelbred, B., Økelsrud, A., Håll, J. & Kile, M.R. 2020. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport for 2019. NIVA Rapport 7491-2020. 95 s.
- Zippin, C., 1958. The Removal Method of Population Estimation. *J. Wildl. Manag.* 22, 82–90.
- Aas, W., Fiebig, M., Solberg, S., Yttri, K.E., 2019. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual report 2018. NILU-rapport 8/2019.

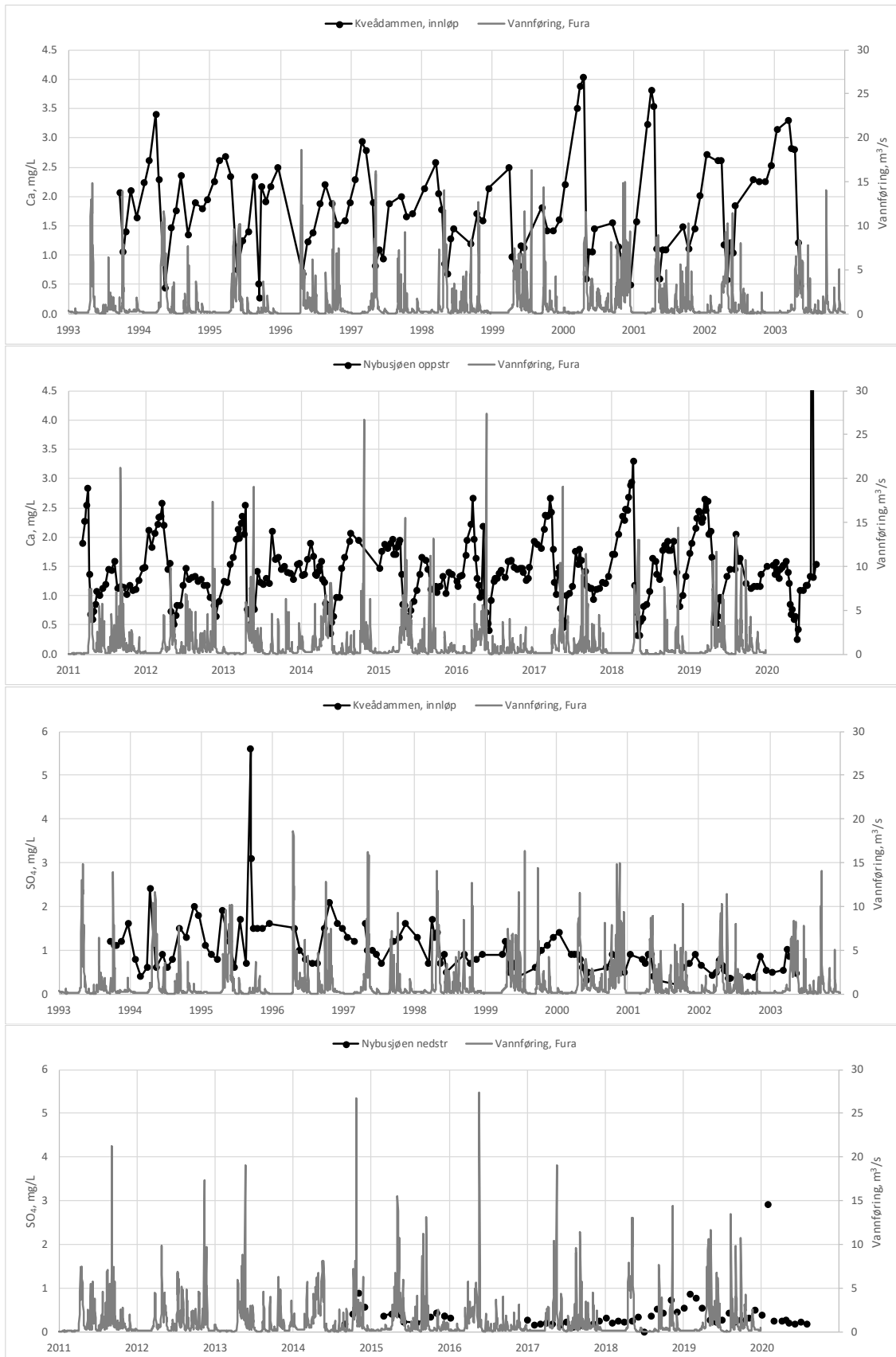
Vedlegg

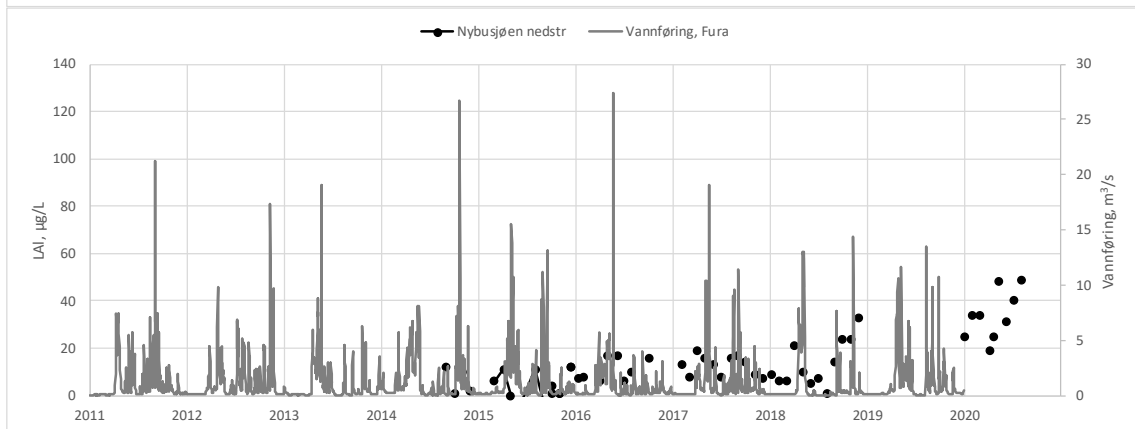
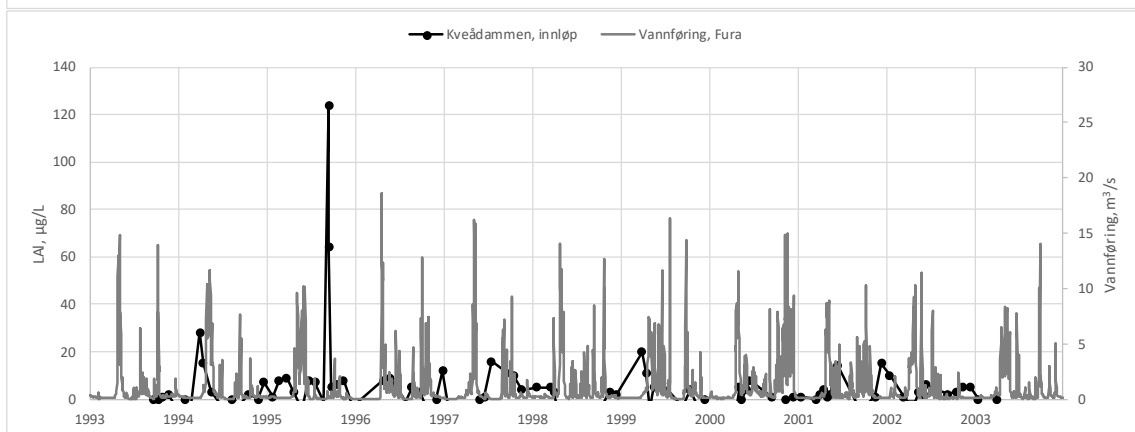
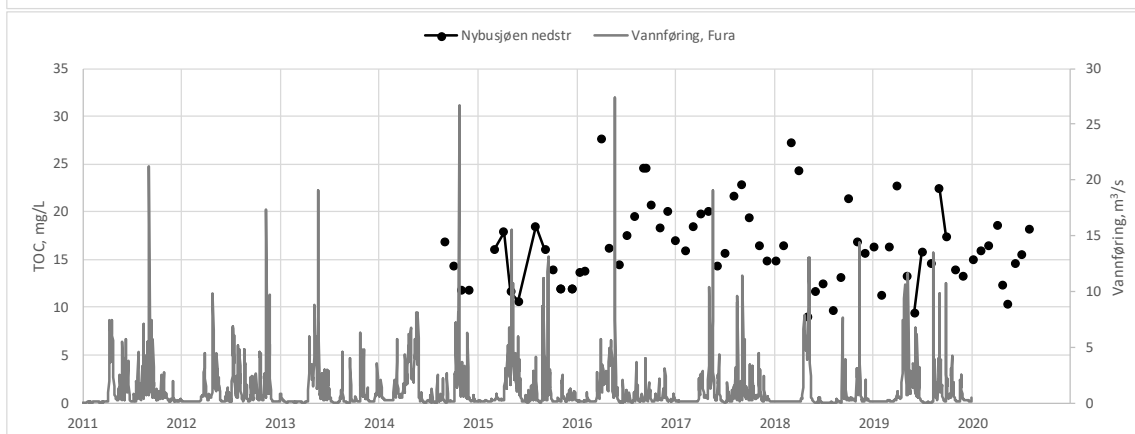
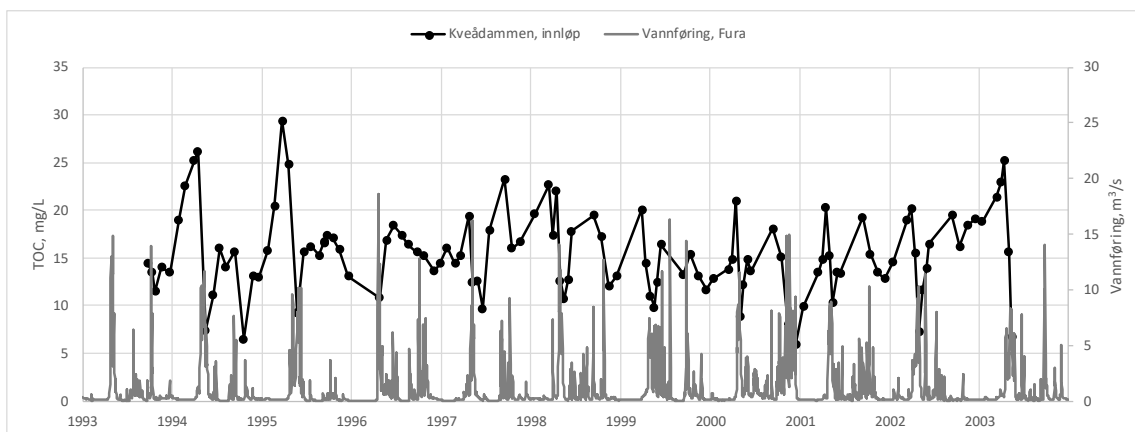
A1. Frekvensdiagrammer for vannføring (stasjon 2.323 Fura) samt sulfat, TOC og labilt aluminium i ukalket del av Flagstadelva.

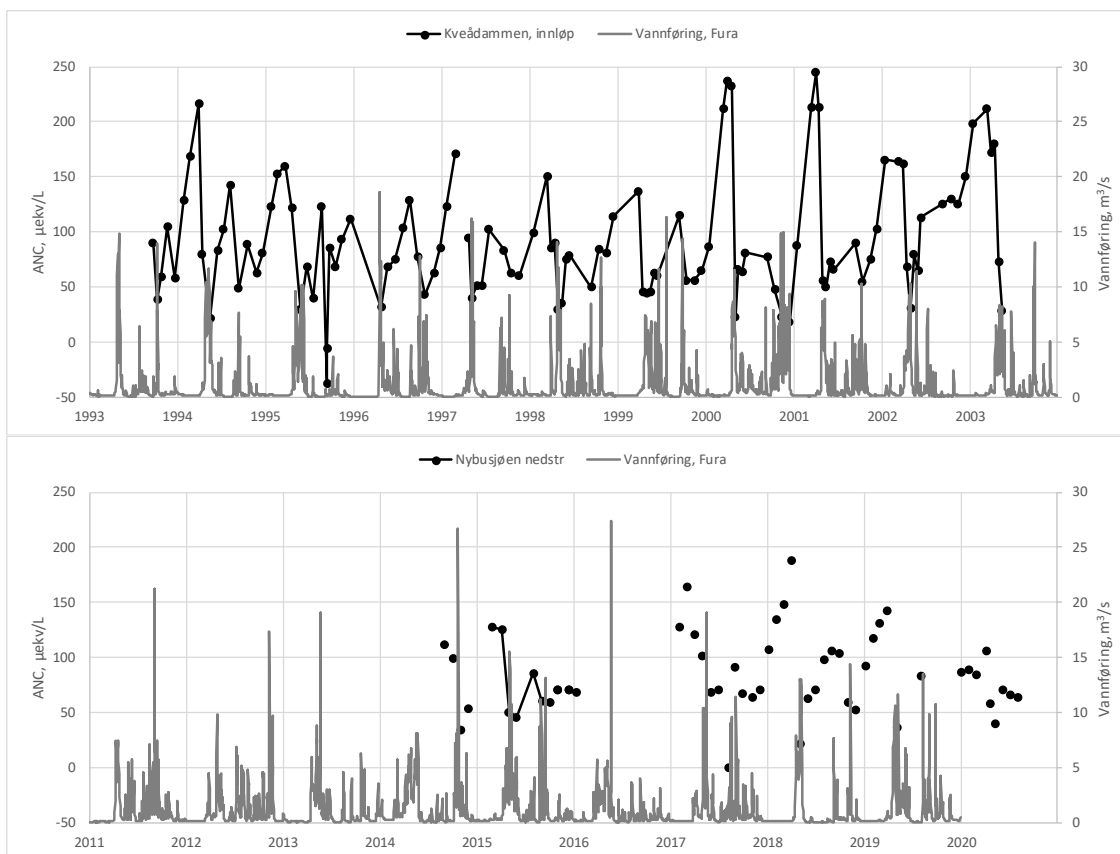




A2. Kalsium, sulfat, TOC, labilt aluminium og ANC plottet sammen med vannføring (2.323 Fura).







Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4690-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger