RAPPORT L.NR. 7202-2017

Årsrapport krypsivovervåking 2017

Krypsiv, sårevekst ved Sandal i Oppland, juli 2017. Foto: Tor Mo/NIVA

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

NIVA Region Sør
Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet
Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest
Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Danmark
Ørestads Boulevard 73
DK-2300 Copenhagen
Telefon (45) 8896 9670

Internett: www.niva.no

Tittel	Løpenummer	Dato
Årsrapport krypsivovervåking 2017	7202-2017	19.11.2017
Forfatter(e) Moe, Therese Fosholt Demars, Benoît	Fagområde Ferskvannsbiologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Agder	Sider 89

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Krypsivprosjektet på Sørlandet (KPS). Sekretariat: Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen	Birgit Solberg
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 16172

Sammendrag

Undersøkelser fra fire år med overvåking av krypsiv ved 18 stasjoner i Mandalselva, Otra og Tovdalselva viser at ingen av de undersøkte faktorene alene kan forklare de store forskjellene i krypsivbiomasse mellom stasjoner med problemvekst sammenliknet med referanselokalitetene. Det ser ut til at det er en kombinasjon av kjemiske og fysiske påvirkninger som over tid har ført til utviklingen av de massebestandene av krypsiv vi ser i dag. Det er også tydelig at kraftproduksjonen ikke bare påvirker de hydrologiske forholdene i disse elvene, men også endrer vannkjemien, med høyere konsentrasjoner ammonium og CO2, to viktige faktorer for plantevekst. For bedre å forstå og forutsi utviklingen av problemvekst av krypsiv anbefales det at man framover analyserer økosystemfunksjoner og prosesser som virker i kombinasjon og over tid. På denne måten kan man bedre forebygge problemvekst og tilpasse tiltak som er mer kostnadseffektive og reduserer gjenveksten.

Fire emneord	Four keywords
1. Krypsiv	1. Bulbous rush
2. Problemvekst	2. Nuisance growth
3. Overvåking	3. Monitoring
4. Elver	4. Rivers

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Therese Fosholt Moe
Prosjektleder

Markus Lindholm
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-6937-6
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Årsrapport krypsivovervåking 2017

Forord

Denne rapporten beskriver arbeidet utført i forbindelse med videreutvikling av krypsivovervåkingen i Agder 2017, samt gir en oversikt over årets resultater og en sammenstilling av resultatene for de fire første årene.

Oppdragsgiver er Krypsivprosjektet på Sørlandet (KPS). Deres representanter har vært Atle Torvik Kristiansen og Birgit Solberg, som takkes for godt samarbeid.

Feltarbeid er utført av Therese Fosholt Moe (NIVA), Benoît Demars (NIVA) og Tor Kviljo (Terrateknikk). Vannprøver er analysert ved NIVA-lab. Bearbeidelse av data er utført av Benoît Demars og Therese Fosholt Moe, og Therese Fosholt Moe har hatt ansvar for rapporten. Kart er laget av John-Rune Selvik. Kvalitetssikring av rapport er utført av Susi Schneider. Rapportering til Vannmiljø utføres av Jens Vedal.

Oslo, 19. november 2017

Therese Fosholt Moe

Innholdsfortegnelse

1 Innledning 8
1.1 Bakgrunn 8
1.2 Formål 10

2 Materiale og metoder 11
2.1 Lokalitetsbeskrivelse 11
2.2 Undersøkelser ved hver lokalitet 13
2.2.1 Krypsiv 13
2.2.2 Begroingsalger og andre vannplanter 14
2.2.3 Vannkjemi og -temperatur 14
2.2.4 Porevannskjemi 15
2.2.5 Vannføring og vanntemperatur 15
2.2.6 Bunnsubstrat 17
2.3 Isdekke 18
2.4 Statistikk 18

3 Resultater 20
3.1 Mengden krypsiv i 2014-2017 20
3.2 Vannkjemi og porevann i relasjon til krypsivmengde 2014-2017 20
3.3 Vannkjemi oppstrøms og nedstrøms kraftverk i 2017 22
3.4 Substratfordeling 23
3.5 Vanndyp og vannhastighet 23
3.6 Isdekke vinter 2016-2017 27
3.7 Andre vannplanter 2014-2017 27

4 Diskusjon 29
4.1 Vannvegetasjon 29
4.2 Vann- og porevannskjemi 29
4.3 Vannføring 31

5 Konklusjoner og anbefalinger 33

6 Litteratur 34

Sammendrag

Undersøkelser fra fire år med overvåking av krypsiv ved 18 stasjoner i Mandalselva, Otra og Tovdalselva viser at ingen av de undersøkte faktorene alene kan forklare de store forskjellene i krypsivbiomasse mellom stasjoner med problemvekst sammenliknet med referanselokalitetene. Det ser ut til at det er en kombinasjon av kjemiske og fysiske påvirkninger som over tid har ført til utviklingen av de massebestandene av krypsiv vi ser i dag.

Det er også tydelig at kraftproduksjonen ikke bare påvirker de hydrologiske forholdene i disse elvene, men også endrer vannkjemien, med høyere konsentrasjoner ammonium og CO_2, to viktige faktorer for plantevekst.

For bedre å forstå og forutsi utviklingen av problemvekst av krypsiv anbefales det at man framover analyserer økosystemfunksjoner og prosesser som virker i kombinasjon og over tid. På denne måten kan man bedre forebygge problemvekst og tilpasse tiltak som er mer kostnadseffektive og reduserer gjenveksten.

Summary

Title: Monitoring bulbous rush, yearly report 2017
Year: 2017
Author(s): Therese Fosholt Moe, Benoît Demars
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-6937-6

Four years of monitoring *Juncus bulbosus* and parameters influencing plant growth at 18 sites in the three rivers Mandalselva, Otra and Tovdalselva show that none of the investigated parameters alone can explain the large differences in biomass between sites with nuisance growth compared to reference sites. Combinations of water chemistry and pore water chemical parameters also cannot explain this difference. The conclusion is therefore that a combination of chemical and physical factors over time has led to the development of the nuisance biomasses we observe today.

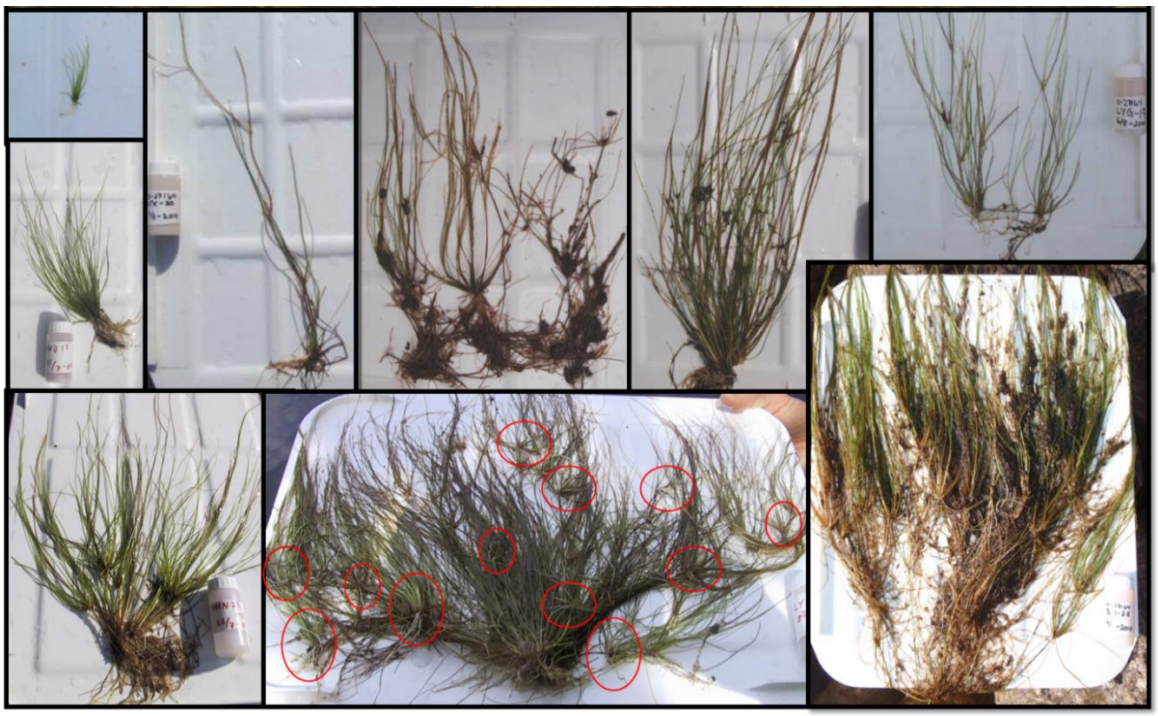
It is also clear that hydropower not only affects the hydrological regime in these rivers, but also changes the water chemistry; with higher concentrations of the major plant nutrients ammonium and CO_2.

To better understand and predict the development of nuisance growth in the future, we recommend analyzing ecosystem functions and processes that work in combination and over time. This way, we can better prevent the development of nuisance growth, and also adapt the measures implemented to increase the cost-effectiveness and reduce regrowth after removal.

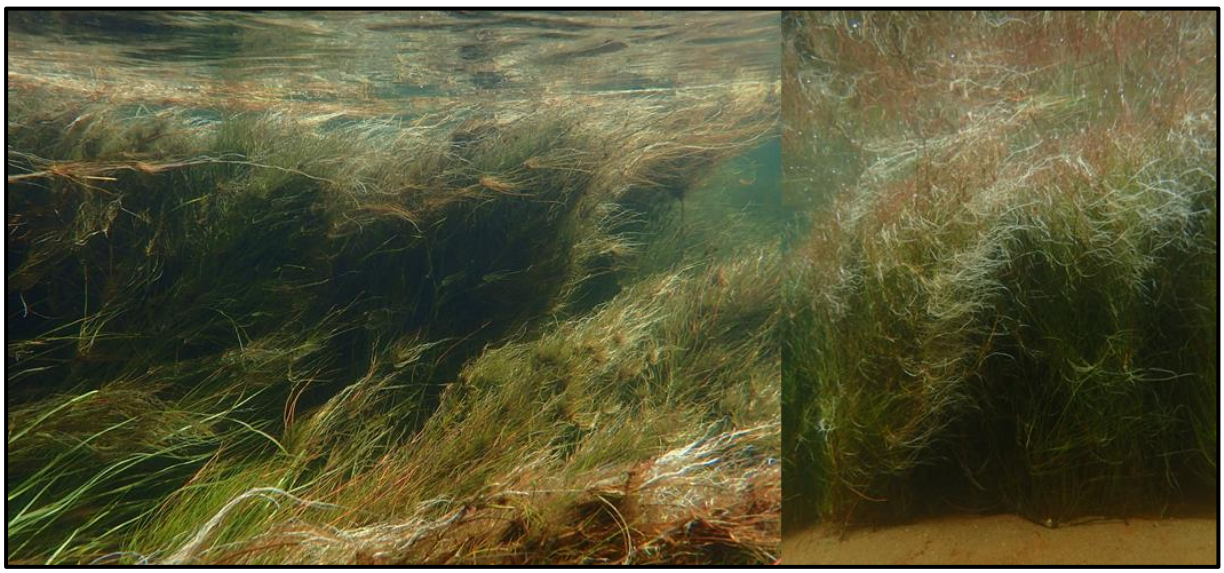
1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en flerårig karplante som er vanlig i næringsfattige innsjøer og elver i Norge. Den starter som en liten rosett på 10-20 cm lengde, men kan utvikle årsskudd med nye rosetter (**Figur 1**). Etter flere år med utvikling av årsskudd kan resultatet bli tette bestander av krypsiv (**Figur 2**), med enkeltplanter på opp til 2-3 m lengde.

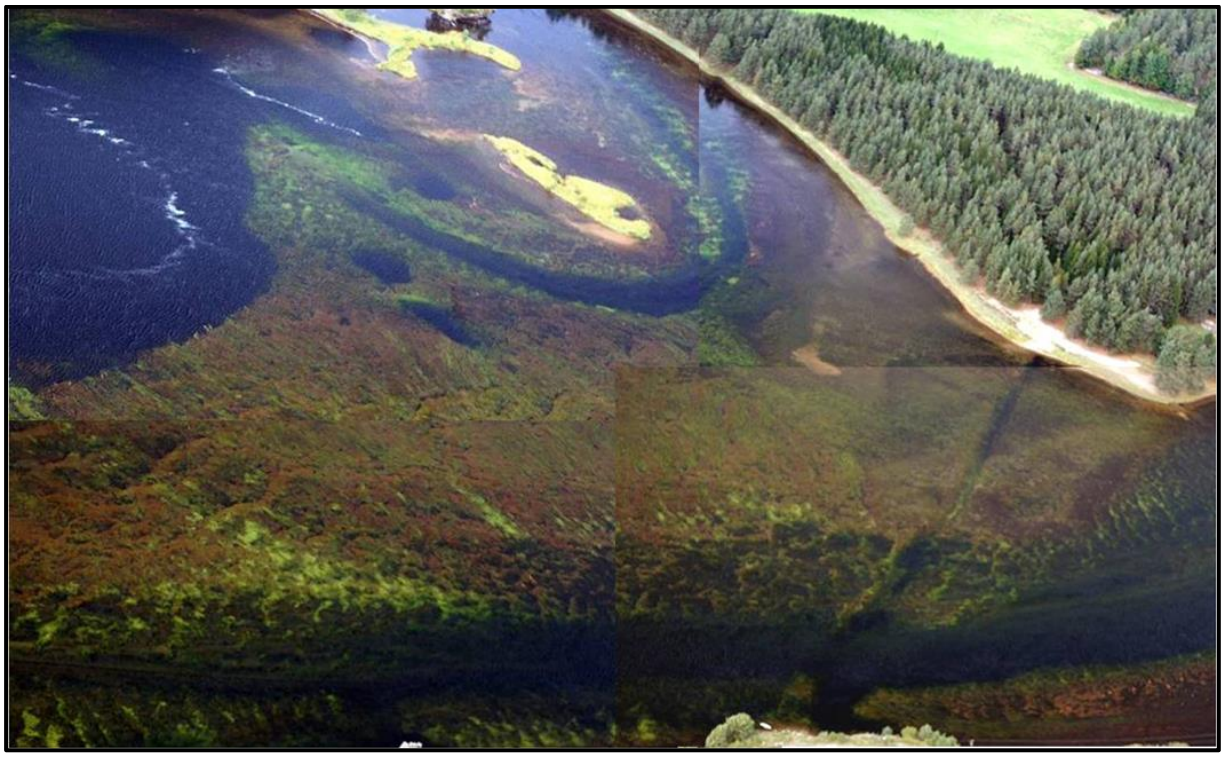


Figur 1. Ulike vekstformer av krypsiv (*Juncus bulbosus*), fra små rosettplanter til store såter. Røde ringer viser eksempel på årsskudd med nye rosetter. Foto: T. F. Moe.



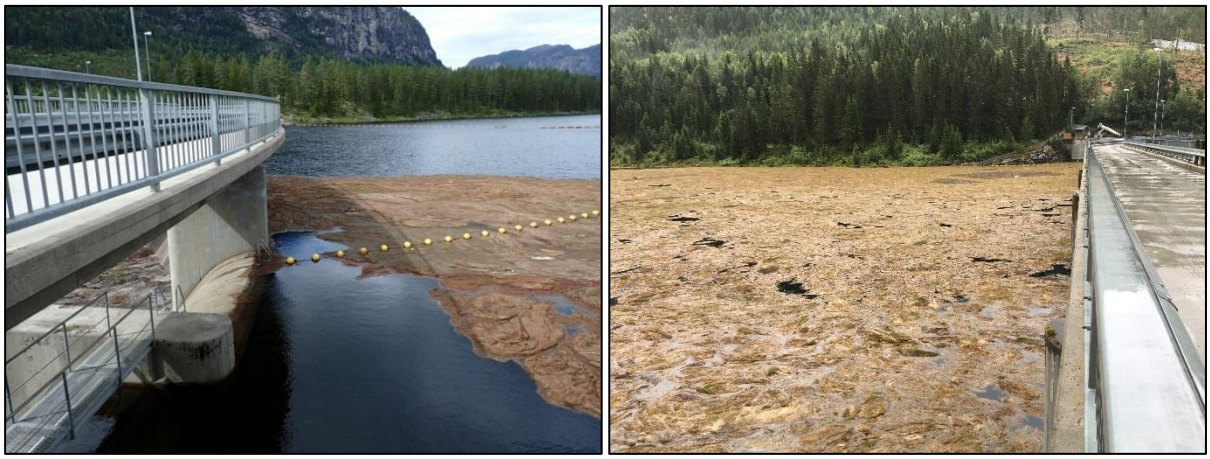
Figur 2. Massebestander av krypsiv (*Juncus bulbosus*) i Otra 2014. Foto: T. F. Moe.

Siden midten av 1980-tallet har det skjedd en massiv ekspansjon av krypsivets utbredelse og bestandstetthet, særlig på Sørlandet, hvor arten har blitt dominerende i flere elver og innsjøer. Som med alle langskuddsplanter må man forvente stedvis relativt store bestander også av krypsiv, men i de mest utsatte områdene dekker krypsivet hele elvebunnen og har en vekstform som gjør at den fyller hele vannsøylen. Dette ser vi for eksempel i deler av Mandalselva og Otra (**Figur 3**), hvor det flere steder ikke er mulig å fiske, bade eller komme fram med båt (**Figur 4**). Krypsivet kan videre ødelegge gyteplasser for fisk, løsnede krypsivmatter tetter igjen inntaksristene i vannkraftverk og krypsivet kan oppfattes estetisk sjenerende (**Figur 4** og **Figur 5**). I disse tilfellene er krypsivet til hinder eller sjenanse for menneskelig bruk av vannforekomstene, og vi kaller det «problemvekst».



Figur 3. Krypsiv problemvekst i Otra - kun et smalt parti midt i elva er fritt for krypsiv (*Juncus bulbosus*). Foto: Tor Kviljo.

Figur 4. Det er ikke mulig å fiske, bade eller kjøre båt ved Sveindal i Mandalselva juli 2015 på grunn av krypsiv. De store såtene har høy biomasse (venstre) og har friske skudd helt opp over overflaten (høyre). Foto: T. F. Moe.



Figur 5. Naturlig løsnede krypsivmatter ved Tjurrmodammen, Otra, i juli 2015 (venstre) og krypsiv som er løsnet på grunn av mekanisk fjerning ved Rysstad i juli 2016 (høyre). Foto: T. F. Moe.

1.2 Formål

Hva som gjør at krypsivet går fra små bestander av rosettplanter og enkelte såter til så total dominans i noen innsjøer og elvestrekninger er fortsatt usikkert, og det er gjennomført en rekke større og mindre prosjekter for å finne årsakene til problemveksten (f.eks. Aulio, 1987, Rørslett 1987, Rørslett 1990, Svedäng 1992, Johansen 1993, Roelofs, Brandrud og Smolders 1994, Roelofs m.fl. 1995, Lucassen m.fl. 1999, Johansen m.fl. 2000, Johansen 2006 a, Johansen 2006 b, Moe m.fl. 2013, Schneider m.fl. 2013). Basert på de gjennomførte studiene foreligger det mye, men dessverre spredte, data for krypsiv fra innsjøer og elver. Det har vært få datasett med tidsutvikling fra samme sted, og det har også vært stort sprik i undersøkelsesmetodikk, analysevariable og tilgjengeligheten av primærdata og annen relevant lokalitetsinformasjon.

Våren 2014 utarbeidet NIVA derfor, på oppdrag fra Krypsivprosjektet på Sørlandet (KPS), et utkast til overvåkingsprogram for krypsiv (Moe m.fl. 2014). Programmet skal ha et langsiktig perspektiv ved at faste stasjoner overvåkes med samme basismetodikk hvert år. Formålet er at man på denne måten kan oppdage trender og samtidig ha mulighet til å oppdage om trendene er et resultat av klimavariasjon/-endring eller om de kan skyldes andre menneskeskapte påvirkninger som f.eks. regulering eller eutrofiering. Det er et mål at programmet skal være såpass fleksibelt at det kan tilpasses etter hvert som ny kunnskap dukker opp, samtidig som det må ha en fast struktur slik at data blir sammenliknbare over tid.

Det er viktig å være klar over at slike overvåkingsprogram ikke kan avdekke årsak-virkningsforhold, men de kan peke på faktorer som kan være sannsynlige årsaker til utvikling av krypsiv problemvekst. Disse faktorene kan så videre undersøkes for årsakssammenhenger gjennom FoU-prosjekter, uavhengig av overvåkingsprogrammet. I praksis skal overvåkingen dokumentere hvordan krypsivbestandene utvikler seg over tid på elvestrekninger med og uten problemvekst. På de samme lokalitetene skal man samtidig måle faktorer som er viktige for vekst og overlevelse av vannvegetasjon, for slik å kunne finne sammenhenger mellom disse og krypsivveksten.

De første årene ble brukt til å bestemme basismetodikk og prøvetakingslokaliteter (Moe, Kaste og Schneider 2015; Moe og Hawley 2016a og b), og 2017 var programmets fjerde år. Formålet med krypsivovervåkingen i 2017 var en videreføring av overvåkingsprogrammet, samt å diskutere resultatene basert på erfaringene fra fire års overvåking. Denne rapporten gir en sammenstilling av resultatene fra de fire første årene, og presenterer erfaringer, konklusjoner og anbefalinger videre.

2 Materiale og metoder

2.1 Lokalitetsbeskrivelse

I 2017 ble seks stasjoner i hver av elvene Otra, Mandalselva og Tovdalselva undersøkt, totalt 18 stasjoner (**Tabell 1**). I hver elv er det valgt ut tre problemvekst- og tre referanselokaliteter. Tre av stasjonene i Otra er endret i forhold til første års undersøkelser (**Tabell 1**, **Figur 6**). Alle stasjoner er undersøkt med lik metodikk.

I 2016 ble det klart at stasjonen Ose stod over vann i såpass lange perioder at denne ikke egnet seg som prøveflate. Denne ble derfor ved oppstart i 2017 endret til Evje (EVJ), en referansestasjon for Sødal. Også stasjonen i Kilefjorden ble flyttet, da denne har vist seg ofte å ligge for dypt for prøvetaking, samt ikke å være en god representant for problemvekst. Ny stasjon ble lagt noe lenger nord, ved Moi, og heter Kilefjorden ny (KIL ny). Stasjonene er valgt ut slik at de ikke er påvirket av tiltak, de er enkle å komme til ved ulik vannføring, og de har en prøveflate som er relativt lik den stasjonen de er paret med.

Tabell 1. Oversikt over lokaliteter prøvetatt i 2017 i Mandalselva, Otra og Tovdalselva. Koordinatene er rapportert i desimalgrader med projeksjon WGS84.

Stasjonsnavn	Kortnavn	Koordinat N	Koordinat Ø	Krypsivstatus	Kommentar
Mandalselva					
Åseral	ÅSE	58.61225	7.41769	Problemvekst	
Logna	LOG	58.62424	7.43353	Referanse	
Sveindal	SVE	58.48779	7.45585	Problemvekst	
Smedsland	SME	58.46771	7.45873	Referanse	
Fyglestveit	FYG	58.22007	7.51627	Problemvekst	
Midtre Møll	MID	58.08604	7.51474	Referanse	
Otra					
Brokke (Mo)	BRO	59.07342	7.57149	Problemvekst	
Valle	VAL	59.23318	7.50722	Referanse	
Kilefjorden ny	KIL ny	58.47240	7.79699	Problemvekst	Erstatter «Kilefjorden» fra 2017
Strauman	STR	58.51991	7.78757	Referanse	
Sødal	SØD	58.17875	7.96798	Problemvekst	Erstatter «Vennesla» fra 2016
Evje	EVJ	58.62725	7.78756	Referanse	Erstatter «Ose» fra 2017
Tovdalselva					
Åpål	ÅPÅ	58.73415	8.27949	Problemvekst	
Hillestad	HIL	58.80423	8.17478	Referanse	
Herefoss	HER	58.53612	8.34880	Problemvekst	
Søre Herefoss	SØR	58.45375	8.32574	Referanse	
Drangsholt	DRA	58.25147	8.15677	Problemvekst	
Bjorhus	BJO	58.30759	8.18063	Referanse	

Figur 6. Oversikt over lokalitetene som ble undersøkt i 2017 i Mandalselva, Otra og Tovdalselva. Lysegrå sirkler viser problemvekstlokaliteter, sorte trekanter viser referanselokaliteter. (Kilde: Norgeskart)

2.2 Undersøkelser ved hver lokalitet

Alle stasjoner er prøvetatt for vannkjemi fire ganger i løpet av 2017 (april, juni, juli, september). I juli ble det i tillegg gjort undersøkelser av krypsivveksten, annen vannvegetasjon og algevekst, substrat samt diverse fysisk-kjemiske vannparametere, inkludert porevann. Ved disse undersøkelsene ble det på hver stasjon undersøkt en elvestrekning på ca 50 m, fra ytre del av strandsonen og så dypt det er mulig å komme med vadebukse (ca 1,1 m). Alle registreringer og prøvetakinger ble utført innenfor dette området, men det ble også registrert eventuelle interessante funn i dypere områder (observert gjennom vannkikkert). Alle rådata er samlet i en egen Excel-fil som følger denne rapporten, samt i **Vedlegg C**. Det er også tatt over- og undervannsfoto ved hver lokalitet.

2.2.1 Krypsiv

Krypsiv kan ha mange ulike vekstformer (**Figur 1**), og opplevelsen av hvorvidt krypsiv er problematisk eller ikke avhenger gjerne av vekstform. I kvantifiseringen av krypsivbiomassen har vi derfor delt krypsivet inn etter vekstform: Rosettplanter = planter uten tydelige årsskudd, enkeltsåter = planter med blanding av rosetter og tydelige årsskudd og der plantene vokser enkeltvis/i små grupper, såtevekst = planter der årsskudd dominerer og der plantene vokser i såteform. Overflatematter er ikke inkludert da dette i elver er helt avhengig av de høyst variable parameterne strømhastighet og vanndybde. For hver vekstform er det så estimert dekningsgrad (**Tabell 2**), og det er tatt 6 målinger av hver av parameterne vanndybde for en gitt plante (vekstform), denne plantens lengde og hvor høyt i vannet denne planten står («Patch height» i **Tabell 2**).

Det finnes mange ulike måter å kvantifisere krypsivmengden på, og det er fordeler og ulemper ved hver enkelt metode. I innsjøer og på elvestrekninger der vannet er tilnærmet stillestående gir kombinasjonen dekningsgrad, vanndyp og plantelengde mulighet for å beregne PVI («Plant Volume Inhabited»), et mål på hvor stor del av vannsøylen som er fylt av krypsivplanter. I strømmende vann bøyes plantene ned mot bunnen og plantene blir «liggende» i vannsøylen, så vi har brukt målinger av hvor høyt i vannet hver vekstform står («patch height») istedenfor plantelengde for å få et mer hensiktsmessig mål for PVI i rennende vann. Da denne metodikken kan være sensitiv for vannstandsendringer har vi i rapporten valgt å illustrere krypsivveksten ved å beregne krypsivvolum, det vil si gjennomsnittlig «patch height» multiplisert med dekningsgrad for hver vekstform og til slutt summert for alle vekstformer. Dette gir et mål på volumet av krypsivplanter på stasjonen, og har ingen enhet. For hver stasjon er det også regnet ut total dekningsgrad av krypsivet.

Tabell 2. Feltskjema for registrering av krypsiv (*Juncus bulbosus*) på hver lokalitet i 2015.

Krypsiv dekningsgrad % (hele stasjonen)	**Dekning %**	**Patch height** (6 replicates)			**Vanndybde** (6 replicates)			**Gj.sn. plantelengde** (6 replicates)		
Rosettplanter (uten tydelige årsskudd)										
Enkeltsåter (blanding rosett/årsskudd)										
Såtevekst (årsskudd dominerer)										

2.2.2 Begroingsalger og andre vannplanter

Krypsiv konkurrerer med annen vegetasjon om ressurser som lys, karbon, næringssalter og plass. Dette gjelder annen akvatisk makrovegetasjon, vannmoser, kransalger og begroingsalger. Alle disse gruppene er kvantifisert i årets undersøkelser.

Begroingsalger er fastsittende alger og cyanobakterier som vokser på bunnsubstratet eller på andre overflater, inkludert vannplanter. Den totale mengden begroingsalger er registrert på stasjoner der disse utgjør en betydelig dekningsgrad. I tillegg har vi registrert mengden begroingsalger som vokser på selve krypsivplantene, her definert til fire kategorier som på ulike måter kan påvirke plantene. For hver lokalitet er det beskrevet andelen av krypsivplanter som havner i hver av fire kategorier:

- Plantene er innhyllet i «løse skyer» (kan være alger og detritus).
- Plantene har tydelig påvekst av alger (og eventuelt detritus) som fastsittende belegg.
- Deler av hver plante er dekket av «løse skyer»/kiselalger/detritus.
- Plantene er nesten fri for algevekst.

Akvatisk makrovegetasjon er høyere planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter («sivvegetasjon» eller «sumpplanter») og «ekte» vannplanter. Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tiden og et velutviklet rotsystem. Disse er ikke inkludert i overvåkingsprogrammet. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket i vannet eller har blader flytende på vannoverflaten. Alle arter innenfor denne gruppen er identifisert og kvantifisert. Vannplantene deles gjerne i fire livsformgrupper: *isoetider* (kortskuddsplanter, for eksempel brasmegras), *elodeider* (langskuddsplanter, for eksempel krypsiv), *nymphaeider* (flytebladsplanter, for eksempel flotgras) og *lemnider* (frittflytende planter, for eksempel andemat). I tillegg inkluderes de største algene, *kransalgene.*

I dette overvåkingsprogrammet har vi fokusert på de ekte vannplantene (altså ikke helofyttene), samt at vi kvantifiserer den totale mengden av hver av gruppene kransalger, begroingsalger og vannmoser der disse finnes. Kvantifiseringen er gjort etter en semi-kvantitativ 5-punkt-skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Dette er vanlig prosedyre for registrering av vannplanter i ferskvann i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa 2015). Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005).

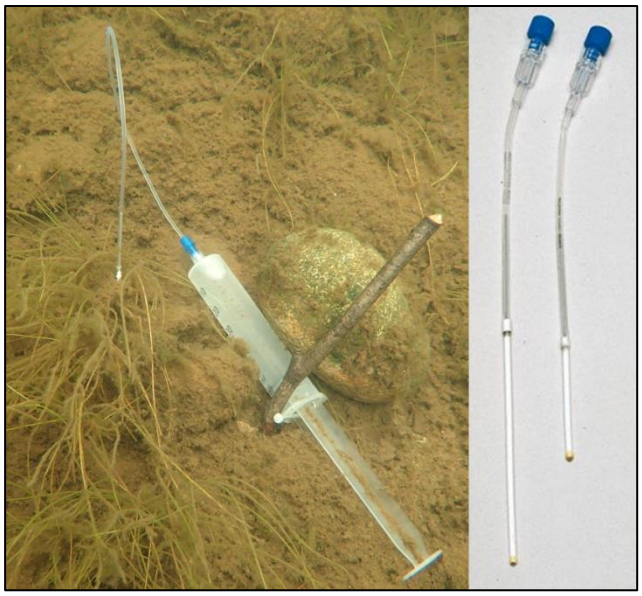
2.2.3 Vannkjemi og -temperatur

Plantene trenger ulike mikro- og makronæringsstoffer for overlevelse og vekst, og disse tas opp gjennom bladene og røttene. Vannkjemien ble undersøkt på hver stasjon for å se hva som er tilgjengelig for planteopptak over bladene. I felt ble det gjort in situ målinger av redokspotensial (Thermo Orion 3Star pH/Ion meter med Orion 9179BN RedOx elektrode), pH (Hanna HI 9224 pH meter), konduktivitet og temperatur (Hanna HI 933300 Conductivity meter med HI 76302W 4-ring conductivity/temp probe). Det ble også tatt vannprøver på hver lokalitet, like oppstrøms en vekstform av krypsiv som var representativ for lokaliteten. Vannprøven ble i hovedsak tatt ca 10 cm over bunnsubstratet for å måle det vannet som plantene faktisk mottar, men ved meget løst substrat ble prøven tatt litt høyere i vannsøylen for å unngå partikler i vannprøven. Vannprøver for analyser på CO_2 (karbondioksid) ble konservert med $HgCl_2$ (kvikksølvklorid) mens prøver for analyser på TotP (total fosfor), PO_4 (fosfat), NH_4 (ammonium), NO_3 (nitrat) og TOC (total organisk karbon) ble konservert med H_2SO_4 (svovelsyre). Vannprøven for analyse av alkalinitet og SO_4 (sulfat) var ukonservert. Alle vannanalyser er foretatt av NIVA-lab. Vannkjemi er prøvetatt fire ganger i vekstsesongen, i april, juni, juli og september.

Samtidig med de fire vannprøvetakingene ble det også tatt vannprøver fra tre kraftverk: Brokke, Laudal og Håverstad (i april ble Smeland prøvetatt istedenfor Håverstad, og data herfra er inkludert i analysene). Det er tatt to prøver per kraftverk: Én prøve i utløpet fra kraftstasjonen og én i elva oppstrøms utløpet. Formålet med dette var å teste hvorvidt vann fra kraftverkene hadde en annen vannkjemi og temperatur enn selve elva. Det er særlig NH_4 og CO_2 vi er interessert i, da disse både er viktige for plantevekst og forventes forhøyet ved uttak av vann fra nedre vannmasser i dammer. Ved første prøvetaking i april ble det allikevel gjort en noe større scanning av parametere, før vi snevret inn antall parametere basert på vår hypotese og resultatene fra april. Første prøve inkluderte alkalinitet, SO_4, PO_4, TOC, TotP, NH_4, CO_2, NO_3, pH, konduktivitet, mens de resterende tre prøvene kun analyserte NH_4, CO_2, NO_3, pH og konduktivitet. Konduktivitet, pH og temperatur ble målt *in situ*, mens de resterende parameterne ble målt på laboratoriet.

2.2.4 Porevannskjemi

For å se hvilke stoffer som er tilgjengelige for planteopptak gjennom røttene ble også porevannet analysert. Porevann ble prøvetatt én gang på hver stasjon, i juli 2017. Dette ble gjort ved bruk av RhizonMOMs (fra firmaet Rhizosphere Research Product) koblet til en 60 mL sprøyte (**Figur 7**). Det keramiske endestykket stikkes helt ned i sedimentet i oppstrøms del av den krypsivvekstformen som er representativ for stasjonen. Porevannet ble samlet inn i tre sprøyter fra hver stasjon og med bærbare analyseapparater ble det på stedet målt redokspotensial (WTW 330 med SensoLyt Pt redox-elektrode), pH og konduktivitet (WTW Multi 3420) i hver av de tre sprøytene. Porevannet fra de tre sprøytene ble så blandet og delt i tre: Første del ble konservert med $HgCl_2$ og analysert for CO_2. Andre del ble konservert med H_2SO_4 og analysert for TotP, NH_4 og NO_3. Siste del ble konservert med HNO_3 (salpetersyre) og analysert for TotFe (total jern). De konserverte prøvene er analysert ved NIVA-lab.



Figur 7. Porevannsprøvetaking med Rhizon MOM koblet til 60 mL-sprøyte, med den keramiske delen (hvitt endestykke) nede i sedimentet. Foto: T. F. Moe (venstre) og www.eijkelkamp.com (høyre).

2.2.5 Vannføring og vanntemperatur

Vannføring/hydrologisk regime kan måles på ulike måter. Vi har tidligere testet bruk av NVEs datasett Hydra II (Moe og Hawley 2016b). Estimert vannføring basert på data fra denne databasen beregner estimert vannføring på hele elvetverrsnittet. Men ettersom våre målinger gjøres kun på en liten del av

elvetverrsnittet, gir ikke dette resultater som kan sammenliknes med plantemengdene vi registrerer. Derfor, for å få vannføringsdata som direkte relaterer seg til akkurat de plantene vi registrerer/måler, er det lagt ut loggere på hver stasjon. Disse loggerne viser vannstand nøyaktig på krypsivlokalitetene og dataene kan slik direkte knyttes til krypsivveksten på hver stasjon.

Trykksensorer som måler vanntrykket (HOBO Water Level Logger U20L-04, fabrikkalibrert for et vanndyp på 0-4 m ved havnivå, nøyaktighet 0.4 cm for vanndyp) ble i juli 2015 lagt ut på hver prøveflate, beskyttet i hvite plastrør. For å kunne regne om det målte trykket til vanndyp må man korrigere for lufttrykket ved vannoverflaten på måletidspunktet, og det ble derfor også lagt ut 7 tilsvarende loggere for kontinuerlig måling av lufttrykk i de aktuelle områdene (hver logger dekker en radius på 15 km). Alle loggere registrerer data hvert 30. minutt, og data fra loggerne hentes ut to ganger i året, samtidig med vannprøvetaking vår og høst. Loggerne måler også temperatur.

Lufttrykket ved vannoverflaten på hver stasjon må korrigeres for høydeforskjeller i forhold til plasseringen av luftloggerne, som kan være opptil 15 km unna, og dette er gjort etter følgende likning (tilpasset fra Nave 2000; vi antar lik temperatur, noe som er realistisk for dette studiet):

$$P_0 = P_h \exp(-\frac{mgh}{kT})$$

P_0 lufttrykket (Pa= $kg.m^{-1}.s^{-2}$) ved vannoverflaten
P_h lufttrykket (Pa) ved lufttrykksmålerne ved høyden h
m vektet gjennomsnittlig molekylvekt av et "molekyl" tørr luft (kg)
g gravitasjonsakselerasjon ($m\ s^{-2}$)
h høyden (m) av lufttrykksloggeren relativt til vannoverflaten
k Boltzmanns konstant ($J\ K^{-1}$)
T lufttemperatur i Kelvin

For å sjekke at undervannsloggerne ikke flyttet seg ble de sjekket jevnlig ved å måle vanndyp og loggerplassering mot et fast målepunkt på hver stasjon. HOBO programvaren ble kun benyttet til å hente ut rådataene, mens kalkulering av vanndyp ble gjort manuelt, ved bruk av beregninger fra likningen for hydrostatisk trykk:

$P_z - P_0 = \rho g z$ som tilsvarer

$z = \frac{P_z - P_0}{\rho g}$

P undervannstrykk (Pa) ved dybde z (m)
g gravitasjonsakselerasjon ($m\ s^{-2}$)
ρ vannets tetthet ($kg\ m^{-3}$), beregnet med en polynomial likning som en funksjon av vanntemperatur (Demars & Manson 2013).

Dette gjorde at vi kunne beregne vanndyp basert på kun trykkmålingene, og de målte vanndypene ble kun benyttet for å validere beregningene, især for å verifisere/avkrefte hvorvidt brå endringer i vanntrykk skyldtes at loggere hadde flyttet på seg.

De kalkulerte dybdene var generelt innenfor 2 cm av de målte dypene.

For videre å kunne regne om til vannføring må det måles vannhastighet i transekter på hver stasjon ved ulike vannføringer, og basert på dette lages en kalibreringskurve. Dette krever flere runder med vannhastighetsmålinger, og det mangler foreløpig noe data for å ferdigstille dette arbeidet. Basert på dataene som er kommet inn til nå er det gjort analyser av vanndyp og vannhastigheter på

problemvekst- sammenliknet med referansestasjoner. Vannhastighet ble målt langs tre transekter på hver stasjon, ut til ytterkanten av prøveflata (maks dyp ca 150 cm ved vanlig normalvannstand), og det er målt dybde og vannhastighet hver meter utover langs transektet. Vannhastighet er målt ved 0.2, 0.6 og 0.8 ganger dybden fra overflaten med et flowmeter (Global Water FP11 flügel flowmeter, ved hastigheter < 5 cm/sek er det benyttet SONTEK ADV MK1 FlowTracker acoustic doppler Velocity meter). Det ble ikke målt dybder der vannet sto stille. Fordi måleflaten hadde plantevekst kan man ikke anta det klassiske dybde-vannhastighetsprofilet med en trapesformet kanal, og vi har derfor beregnet gjennomsnitt av hastighetsmålingene fra alle dyp for å beregne gjennomsnittshastighet.

2.2.6 Bunnsubstrat

I områder med meget grovt substrat og høy vannhastighet kan det være vanskelig for langskuddsvegetasjon å utvikle massebestander ettersom det i disse områdene kan være vanskelig å få rotfeste og det vil være kontinuerlig hydrologisk stress på plantene. Lavere planter med stort rotsystem vil ha en fordel i slike områder. Krypsiv og annen (langskudds-) vegetasjon kan fungere som substratfeller ved at vannhastigheten blir lavere og finpartikulært materiale synker ned og sedimenteres på bunnen. Dersom krypsivet først får feste kan det på denne måten skape bedre forhold for seg selv både gjennom mer egnede substratforhold, og ved å skape roligere strømningsforhold for plantene som havner i le. På denne måten kan krypsiv og annen vegetasjon endre bunnforholdene over tid, noe som igjen kan påvirke hvilke planter som vil klare å få rotfeste i området.

Videre kan de ulike vannplantene påvirke de kjemiske forholdene i sedimentet ved at noen arter for eksempel pumper oksygen ned i sedimentet (særlig kortskuddsplanter), mens andre arter ikke gjør dette i samme omfang. Særlig i innsjøer, men også til en viss grad i elver, kan dette påvirke nedbrytningshastigheten av dødt organisk materiale, samt at det kan endre på hvilken form de ulike stoffene finnes i sedimentet (for eksempel om nitrogen finnes som ammonium eller nitrat). Ved en overgang fra generelt kortskuddsplanter til dominans av langskuddsplanter vil dette dermed kunne endre bunnforholdene både fysisk og kjemisk, noe som kan gjøre det vanskelig å komme tilbake til opprinnelige forhold.

Bunnsubstrat er i denne undersøkelsen beskrevet som prosentvis dekning av ulike størrelsesfraksjoner i henhold til **Tabell 3**. Inndelingen tar utgangspunkt i Wentworth scale (Wentworth 1922), men er modifisert for å gjøre den brukervennlig i felt og samtidig relevant for krypsivveksten. I 2014-2016 ble prosentvis andel av de ulike substrattypene bestemt ved visuell befaring, og der det lå et dekke av organisk materiale på toppen ble også dette registrert. Dette førte til at totalsummene kunne overstige 100 %. I 2017 ble dette endret til å notere substrattypen ved 100 punkter fordelt utover prøveflata, og totalsum kunne derfor ikke overgå 100 %. Dette gir statistisk mer robuste data. Da vi hovedsakelig er interessert i endringer i andelen fint sediment er kategoriene organisk, silt/leire og sand slått sammen til gruppen «fint sediment» til de statistiske testene.

Tabell 3. Oversikt over inndeling i kornstørrelser.

Substrattype	Kornstørrelse
Blokker/berggrunn	> 25 cm
Stein	6 - 25 cm
Grus	2 - 6 cm
Fin grus	2 mm - 2 cm
Sand	0,1 - 2 mm
Silt/leire	< 0,1 mm
Organisk	

2.3 Isdekke

Som en test på i hvilken grad isgang og isdannelse påvirker krypsivets overlevelse ble et vinteren 2016-2017 satt i gang et program hvor lokale beboere overvåket isdannelse og isgang på stasjonene i overvåkingsprogrammet. Avtalen var å notere datoer for isdannelse, tykkelse på isen, hvor langt ut i elva isen gikk, og datoer for tilbakegang og smelting av isen. Det skulle også noteres i hvilken grad isen smeltet på stedet eller brakk løs i flak som fulgte elva nedover. Det var varierende resultater for hvordan de ulike lokale isobservatørene utførte dette arbeidet, så det ble gjort en ekspertvurdering i etterkant, der de beskrivende resultatene ble benyttet til å gi en gjennomsnittlig og maksimal ismengde for hver stasjon på en skala fra 0-5 (der 0 er ingen is og 5 er totalt islagt elvestrekning). Basert på de lokales notater var det mulig å gi en god bedømmelse av ismengden på seks problemvekst- og fire referansestasjoner, og disse er benyttet i de videre analysene.

2.4 Statistikk

De statistiske analysene er utført i R versjon 3.4.1 (30-06-2017; R Core Team, 2017), med pakken lme4 (Bates, 2010; Bates m.fl., 2015). For å teste robustheten i vårt design, altså om det er forskjell i krypsivmengde mellom problemvekst og referanselokaliteter, er det benyttet en mixed model analyse (log likelihood ratio test). Samme test er også benyttet for å teste for årlige forskjeller. Til disse testene er det brukt elv (Mandalselva, Otra og Tovdalselva) og år (2014-2017) som random faktorer.

Den samme modellen er benyttet for å teste for forskjeller i vannkjemi og porevann i relasjon til krypsivmengde. Det er også testet hvorvidt ulike kombinasjoner av vann- og porevannskjemiske parametere kan forklare krypsivvolum observert på hver stasjon. Da ingen av parameterne separat viste noen tydelige lineære eller andre forhold, var det ikke mulig å benytte vanlig lineær regresjon eller GLM. Det ble derfor forsøkt en regularisert regresjonsmetode, Elastic Net. Dette er analysert i Python (Python Software Foundation, 2015; Pedregosa m.fl., 2011).

For forskjeller i vannkjemi mellom vann fra kraftverk og elvevann er det benyttet separate mixed model analyser (log likelihood ratio tester) for hver responsvariabel, med kraftverk og dato som tilfeldige faktorer, og kraftverksvann/elvevann som faste faktorer. For å teste for forskjeller i de parameterne som kun ble målt i april (SO_4, PO_4, TOC og TotP) ble det benyttet parede t-tester. På grunn av det høye antallet tester i april ble det gjort en Benjamini-Hochberg-korreksjon (Benjamini og Hochberg 1995), med kritisk grense for falsk verifikasjon på 0.1. De korrigerte signifikansnivåene for hver parameter er beskrevet sammen med resultatene.

For beregninger og plott av vanndyp ble det kun benyttet lokaliteter som hadde komplett datasett for hele perioden 24. juli 2015 til og med 23. juli 2017. Alle lokaliteter i Mandalselva og Tovdalselva hadde komplette sett, mens det i Otra kun var tre komplette sett (de andre var flyttet på grunn av uegnede lokaliteter): Brokke, Strauman og Valle. Ved Åseral i Mandalselva er det store vannstandsendringer, og loggeren her må ligge relativt nær land for ikke å forsvinne i strømmen. Dataene fra denne stasjonen viser at loggeren har vært over vann 6 % av tiden, og det hydrostatiske trykket kunne ikke beregnes her når vanntemperaturen gikk under 0.15°C (også 6 % av tiden) på grunn av isdannelse og tilhørende høyt trykk.

For å se på variasjoner i vanndyp ble målingene av vanndyp normalisert for **Figur 13** og **Figur 14**, slik at det skulle bli mulig å sammenlikne data mellom lokaliteter. Merk at variasjonsmønsteret i vanndyp ikke kun påvirkes av kraftverksreguleringer, men også er sterkt påvirket av formen på elvebunnen og elvebredden. Men ettersom dette studiet er designet med par av problemvekst- og referansestasjoner nedover de ulike vassdragene, skal det ikke være systematiske ulikheter i

elvemorfologi mellom de to gruppene, og gjennomsnittene beregnet for to gruppene skal være sammenliknbare. Standardfeilen for gjennomsnittet (SEM = Standard Error of the Mean) er brukt for å beskrive usikkerheter/variasjon i gjennomsnittsberegningene.

Forskjeller i gjennomsnittlig vanndyp og vannhastighet mellom problemvekst- og referanselokaliteter er analysert med t-tester, og det samme gjelder for undersøkelser av ulike typer vannplanter, grad av isdekke om vinteren og substratfordelingen.

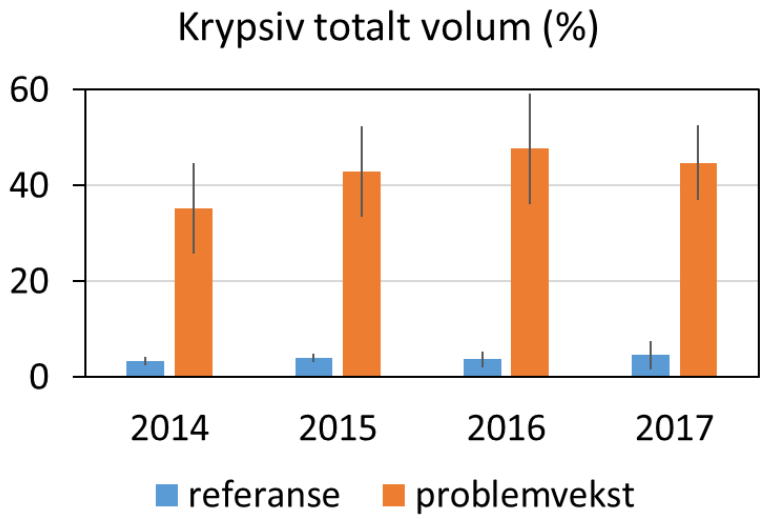
Figurene er laget i Excel, og kartene er produsert av Norgeskart (Kartverket).

3 Resultater

3.1 Mengden krypsiv i 2014-2017

Mengden krypsiv er beregnet på flere ulike måter. Da de ulike metodene viser sterkt korrelerte resultater har vi valgt å bruke totalt krypsivvolum til de statistiske analysene i denne rapporten. For å teste bruken av problemvekst- og referansestasjoner som responsvariabel i de videre analysene har vi testet hvor stor andel av variasjonen i krypsivmengde som kunne forklares av denne grupperingen.

Resultatene viser at det er signifikant mer krypsiv på problemvekst- sammenliknet med referanselokalitetene (log likelihood ratio, χ^2_1=39.5, P<0.05; **Figur 8**), altså fungerte bruken av kategoriene problemvekst- og referanselokaliteter som responsvariabel. Testen viste videre at det ikke har vært signifikante endringer i krypsivmengde på problemvekst- sammenliknet med referanselokalitetene gjennom de ulike årene.



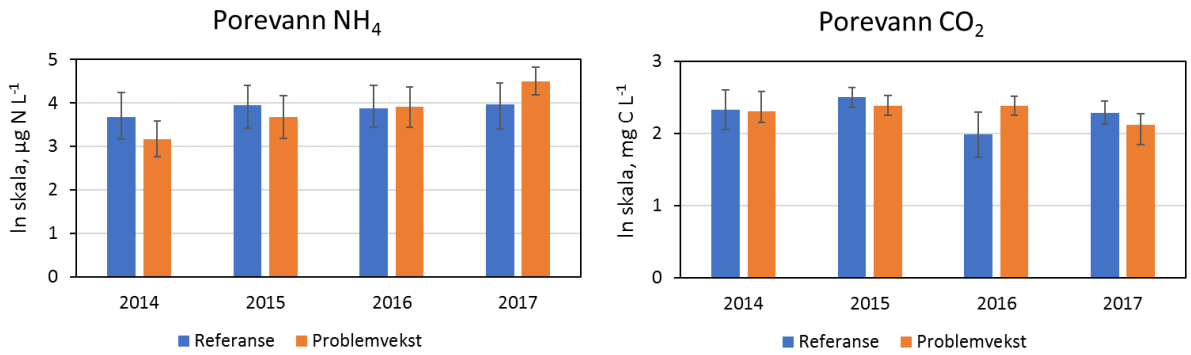
Figur 8. Mengde krypsiv på problemvekst- og referanselokaliteter i 2014-2017. Det er signifikante ulikheter mellom problemvekst- og referanselokalitetene, men ingen ulikheter i dette mellom årene. De sorte stolpene viser standardfeilen for gjennomsnittet (SEM).

3.2 Vannkjemi og porevann i relasjon til krypsivmengde 2014-2017

Den samme modellen som ble brukt til å teste krypsivmengde ble også brukt til å teste hvorvidt det var signifikante forskjeller i vannkjemi (CO_2, NH_4, NO_3, PO_4, TotP, TOC, SO_4, alkalinitet, pH og konduktivitet) og porevannskjemi (CO_2, NH_4, NO_3, TotP, TotFe, pH, konduktivitet og redox) mellom problemvekst- og referanselokaliteter. Dataene ble normalisert ved ln-transformasjon, med unntak av pH og redox. Vi fant ingen signifikante forskjeller mellom problemvekst- og referanselokaliteter i verken vannkjemi eller porevannskjemi (P > 0.5), som illustrert for NH_4 og CO_2 i porevann i **Figur 9**. De resterende parameterne er ikke illustrert, men gjennomsnittlige konsentrasjoner for de ulike årene er vist i **Tabell 4** (vannsøylen) og **Tabell 5** (porevann).

I porevannet så vi høye konsentrasjoner av både ammonium og CO_2 (**Tabell 5**). Porevannskonsentrasjonen av CO_2 tilsvarer et overskuddspartialtrykk på 52 (±4) ganger atmosfæretrykket (gitt temperatur = 15°C, pCO_2 = 390 ppm).

Alle analyseresultater for vann- og porevannskjemi finnes i **Vedlegg C.**



Figur 9. Det var ingen signifikante forskjeller i porevannskjemi mellom problemvekst- og referanselokaliteter i 2014 til 2017, her eksemplifisert med NH_4 (likelihood ratio test; χ^2_1 = 0.004; P = 0.95) og fritt CO_2 (likelihood ratio test; χ^2_1 = 0.17; P = 0.68). De sorte stolpene viser standardfeilen for gjennomsnittet (SEM).

Tabell 4. Fysisk-kjemiske parametere i vannsøylen for problemvekst- og referanselokaliteter i 2014-2017 (2014-tallene er basert på kun én prøvetakingsrunde, resten er basert på fire runder). Gjennomsnitt er vist i fet skrift, standardfeil for gjennomsnittet i kursiv. TOC = Totalt organisk karbon, TP = total fosfor, Kond = konduktivitet.

		NH_4 µg N L^{-1}	**SO_4** mg L^{-1}	**CO_2** mg C L^{-1}	**PO4** µg P L^{-1}	**†NOx** µg N L^{-1}	**TOC** mg C L^{-1}	**TP** µg P L^{-1}	**pH**	**Kond** µS cm^{-1}
2014	Referanse	**14**	**0,93**	**0,67**	**0,6**	**70**	**3,7**	**28**	**6,2**	**13**
		3	*0,08*	*0,08*	*0,1*	*11*	*0,5*	*12*	*0,1*	*1*
	Problemvekst	**16**	**0,90**	**0,68**	**0,8**	**58**	**3,9**	**37**	**6,0**	**13**
		2	*0,09*	*0,07*	*0,3*	*7*	*0,4*	*14*	*0,2*	*2*
2015	Referanse	**13**	**0,92**	**0,49**	**0,7**	**56**	**3,1**	**4,4**	**6,7**	**32**
		2	*0,05*	*0,05*	*0,1*	*7*	*0,5*	*0,8*	*0,2*	*17*
	Problemvekst	**15**	**0,91**	**0,62**	**0,6**	**50**	**3,2**	**4,3**	**6,8**	**15**
		5	*0,05*	*0,13*	*0,1*	*6*	*0,4*	*0,5*	*0,2*	*1*
2016	Referanse	**14**	**0,83**	**0,87**	**0,7**	**62**	**3,8**	**4,0**	**5,9**	**23**
		3	*0,04*	*0,31*	*0,1*	*8*	*0,4*	*0,5*	*0,2*	*9*
	Problemvekst	**13**	**0,85**	**0,60**	**0,8**	**66**	**3,6**	**4,2**	**5,8**	**19**
		2	*0,08*	*0,05*	*0,1*	*9*	*0,4*	*0,5*	*0,2*	*5*
2017	Referanse	**17**	**0,86**	**0,58**	**0,9**	**71**	**3,9**	**4,3**	**6,1**	**16**
		2	*0,05*	*0,05*	*0,2*	*10*	*0,5*	*0,3*	*0,1*	*1*
	Problemvekst	**17**	**0,86**	**0,58**	**1,0**	**74**	**3,7**	**4,4**	**5,9**	**16**
		2	*0,05*	*0,05*	*0,2*	*9*	*0,4*	*0,5*	*0,1*	*1*

†NOx = NO_3 + NO_2

Tabell 5. Fysisk-kjemiske parametere i porevannet for problemvekst- og referanselokaliteter i 2014-2017. Gjennomsnitt er vist i fet skrift, standardfeil for gjennomsnittet i kursiv. TOC = Totalt organisk karbon, TP = total fosfor, Kond = konduktivitet.

		NH_4	**CO_2**	**Fe**	**†NOx**	**TP**	**PO_4**	**Kond**	**pH**	**redox**
		µg N L^{-1}	mg C L^{-1}	mg L^{-1}	µg N L^{-1}	µg P L^{-1}	µg P L^{-1}	µS cm^{-1}		mV
2014	Referanse	**103**	**11**	**1,1**	**285**	**5**	NA	**76**	**5,7**	**213**
		62	*3*	*0,3*	*148*	*1*		*20*	*0,0*	*19*
	Problemvekst	**57**	**10**	**1,7**	**99**	**6**	NA	**68**	**5,6**	**199**
		38	*2*	*0,7*	*39*	*1*		*23*	*0,1*	*14*
2015	Referanse	**109**	**13**	**5,5**	**80**	**10**	NA	**113**	**6,3**	**133**
		58	*2*	*1,6*	*21*	*2*		*16*	*0,2*	*27*
	Problemvekst	**96**	**12**	**9,4**	**99**	**11**	NA	**132**	**6,2**	**135**
		49	*2*	*4,2*	*24*	*1*		*27*	*0,2*	*39*
2016	Referanse	**134**	**10**	**1,4**	**128**	**10**	**4**	**85**	**5,5**	**157**
		59	*2*	*0,5*	*56*	*1*	*1*	*40*	*0,2*	*40*
	Problemvekst	**129**	**12**	**6,6**	**89**	**10**	**4**	**71**	**5,5**	**177**
		63	*2*	*3,5*	*31*	*1*	*1*	*21*	*0,1*	*37*
2017	Referanse	**110**	**11**	**6,3**	**249**	**96**	NA	**54**	**5,7**	**44**
		39	*2*	*2,8*	*130*	*76*		*11*	*0,1*	*27*
	Problemvekst	**141**	**11**	**12,4**	**153**	**18**	NA	**87**	**5,9**	**2**
		53	*2*	*5,8*	*83*	*3*		*25*	*0,1*	*20*

†NOx = NO_3 + NO_2

Det ble videre testet hvorvidt ulike kombinasjoner av vann- og porevannskjemiske parametere og temperatur kunne forklare det totale volumet av krypsiv observert på de ulike stasjonene. Her var det heller ingen statistisk signifikante resultater, og ingen modeller kunne i noen grad forklare variasjonen i krypsivmengde (data ikke vist).

3.3 Vannkjemi oppstrøms og nedstrøms kraftverk i 2017

Det var signifikant høyere konsentrasjoner av fritt CO_2 i vannet som kom fra kraftverket enn i elvevannet, 0.14 mg C/L mer (**Tabell 6**), noe som tilsvarer et overskuddspartialtrykk fra ca 2.3 til 3 ganger atmosfæretrykket (gitt temperatur = 15°C, pCO_2 = 390 ppm). Kraftvannet hadde også signifikant høyere konsentrasjon av NH_4 og lavere konduktivitet (**Tabell 6**). Det var ingen signifikant forskjell i de ekstra parameterne som ble målt i april (paret t-test, P > 0.05).

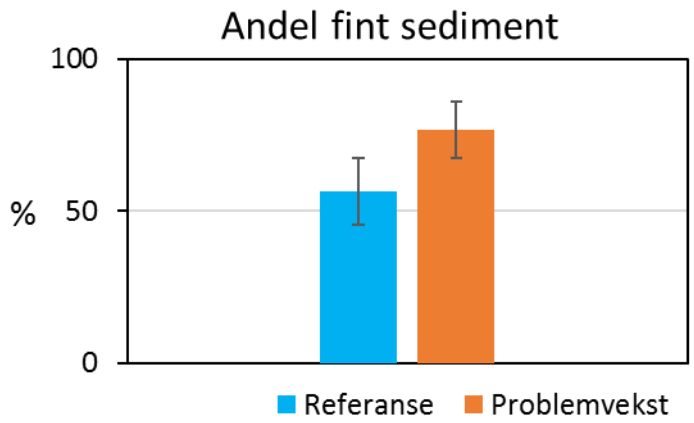
Tabell 6. Vannkjemi utløp kraftverk sammenliknet med i elva oppstrøms utløp kraftverk, ved totalt fire ulike kraftverk i Otra og Mandalselva 2017. Temp = temperatur, Kond = konduktivitet. Signifikante resultater er markert med fet skrift. Korrigert signifikansnivå viser signifikansnivået etter Benjamini-Hochberg-korreksjonen.

	NH_4	**CO_2**	**†NO_x**	**pH**	**Temp**	**Kond**
	µg N L-1	mg C L^{-1}	µg N L-1	units	°C	µS cm^{-1}
Elva oppstrøms utløp kraftverk	13,0	0,51	60	6,0	12	18
Utløp kraftverk	16,4	0,65	73	5,8	10	15
Forskjell (± SE)	3 (±1)	0,14 (±0,04)	13 (±7)	-0,1 (±0,1)	-2,0 (±1,0)	-3 (±1)
Relativ økning i (± SE i %)	**27% (±11)**	**28% (±9)**	21% (±12)	2% (±2)	-17% (±8)	**-19% (±7)**
$\chi^2(1)$	5,31	8,67	2,98	2,01	4,1	6,200
p-verdi	**0,021**	**0,003**	0,084	0,156	0,043	**0,013**
Korrigert signifikansnivå	0,027	0,009	0,045	0,082	0,036	0,018

†NO_x = NO_3 + NO_2

3.4 Substratfordeling

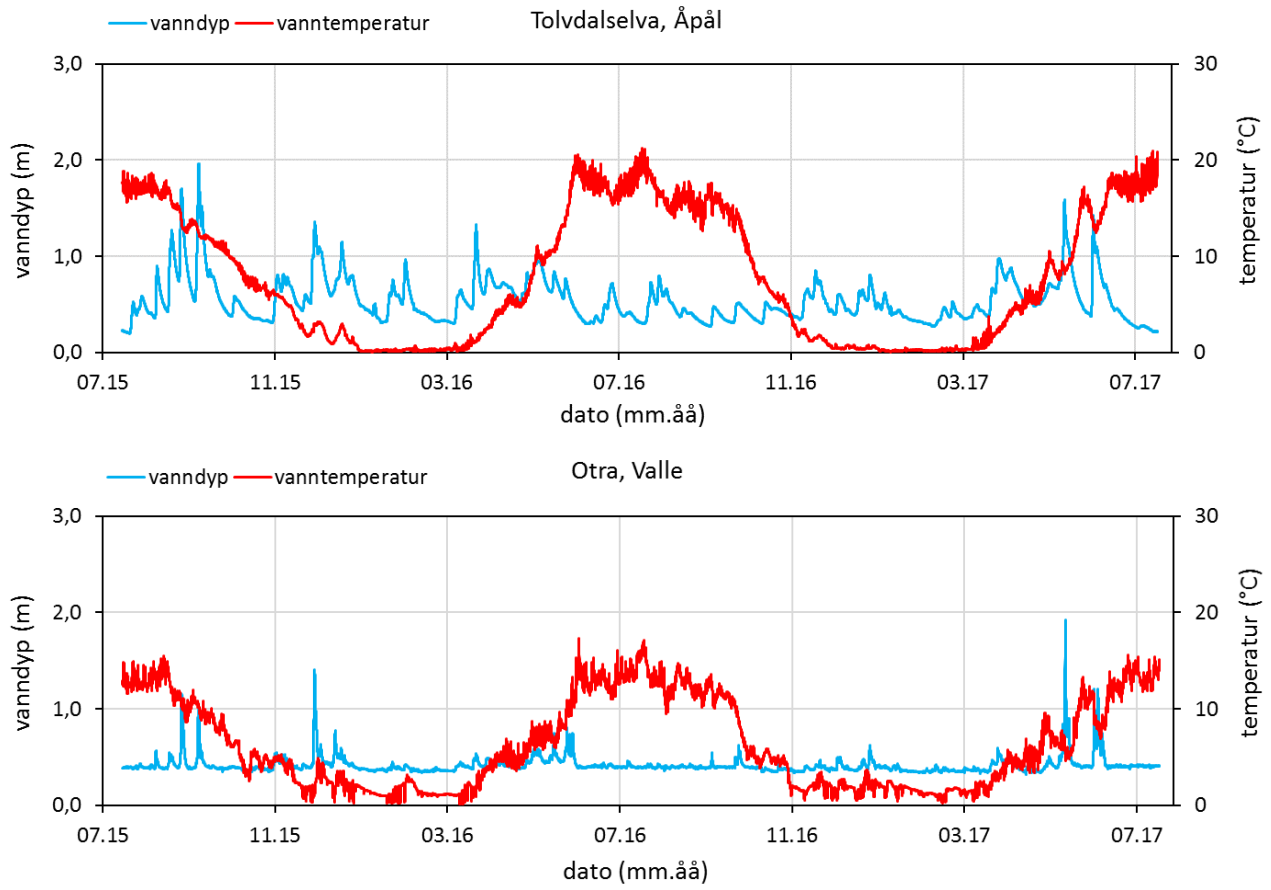
Ettersom metodikken for registrering av substrat er endret noe fra tidligere år, og tidligere år er rapportert i tidligere rapporter, har vi her valgt å fokusere på kun 2017. Vi fant ingen signifikante forskjeller i andel fint sediment mellom problemvekst- og referanselokalitetene ($t_{12} = 1.41$; $P = 0.18$) i 2017 (**Figur 10**).



Figur 10. Andel fint sediment på referanse- og problemvekstlokaliteter i 2017. De sorte stolpene viser standardfeilen for gjennomsnittet (SEM).

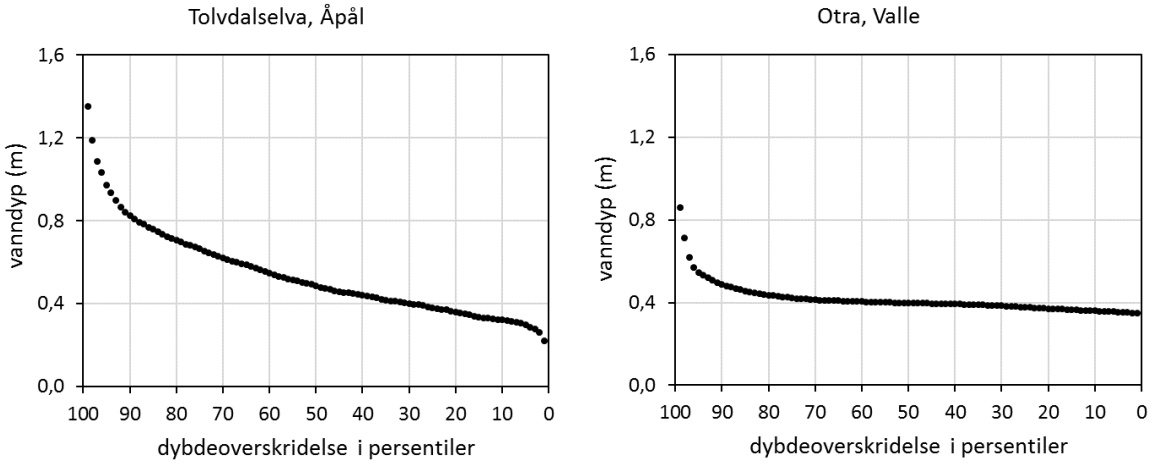
3.5 Vanndyp og vannhastighet

Vanntrykket er målt ved trykksensorer lagt ut på hver prøveflate i 2015. Lufttrykk er målt ved tilsvarende sensorer på land, og vanndyp er beregnet ved å måle vanndyp ved et gitt vanntrykk, korrigert for lufttrykk på det aktuelle tidspunktet. Trykk er registrert hvert 30. minutt, og resultatene er her vist for to stasjoner; én som er påvirket av kraftverk og én som har naturlig vannføring (**Figur 11**). Her er det tydelig å se hvordan regulering fjerner mye av variasjonen i vanndyp. Figurer for alle stasjoner finnes i **Vedlegg B**.



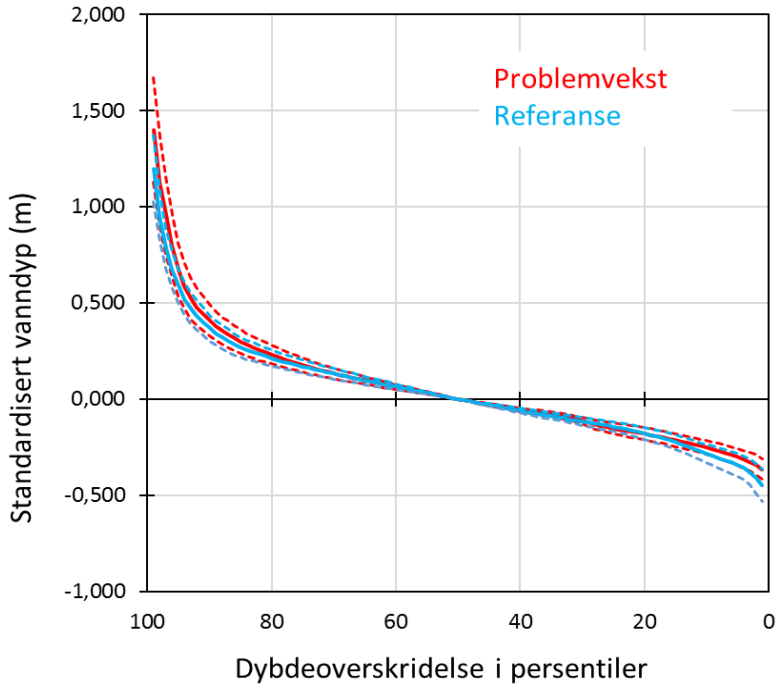
Figur 11. Endringer i vanndyp og temperatur ved en uregulert (Tovdalselva, Åpål) og en regulert (Otra, Valle) lokalitet gjennom en toårsperiode (24. juli 2015 til 23. juli 2017).

For å lettere kunne sammenlikne variasjonen i vanndyp mellom de ulike stasjonene har vi plottet de ulike dybdene etter hverandre på hver stasjon, fra størst til minst (**Figur 12**). Da regulering reduserer variasjonen i vannføring (og dermed variasjon i vanndyp), vil vi se dette som en flatere kurve for regulerte vassdrag i forhold til uregulerte. For sammenlikning av slike kurver er det viktig å se på brattheten på kurvene og ikke på de absolutte vanndypene, da sistnevnte er påvirket av dybden der loggeren er satt ut. I eksempelet i **Figur 12** ser vi at variasjonen i vanndyp er mye større (brattere kurve) i den uregulerte øvre delen av Tovdalsvassdraget, ved Åpål, enn i den regulerte strekningen av Otra nord for Valle (flat kurve). Til tross for at også elvas og elvebreddens profil vil påvirke formen på slike kurver er den generelle trenden klar, og typisk for regulerte i forhold til uregulerte vassdrag.



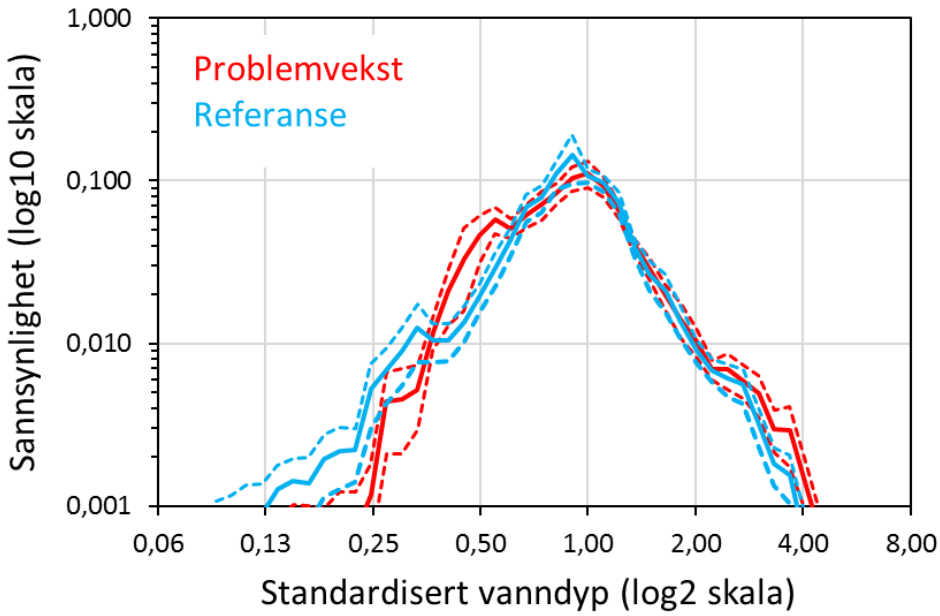
Figur 12. Vanndyp registrert ved en uregulert (Tovdalselva ved Åpål) og regulert (Otra ved Valle) strekning gjennom en toårsperiode (24. juli 2015 til 23. juli 2017). Gjennomsnittsdypet er representert ved 50 % persentilen, med dypere vann fra 50-100 % og grunnere vann fra 0-50 %.

Til slutt har vi slått sammen alle stasjonene, standardisert vanndypene, og gruppert stasjonene i problemvekst- og referansestasjoner. Når vi da plotter vanndypene fra høyest til lavest ser vi ingen forskjell i brattheten på kurven mellom disse gruppene (**Figur 13**), altså ingen forskjeller i variasjonen i vanndyp.



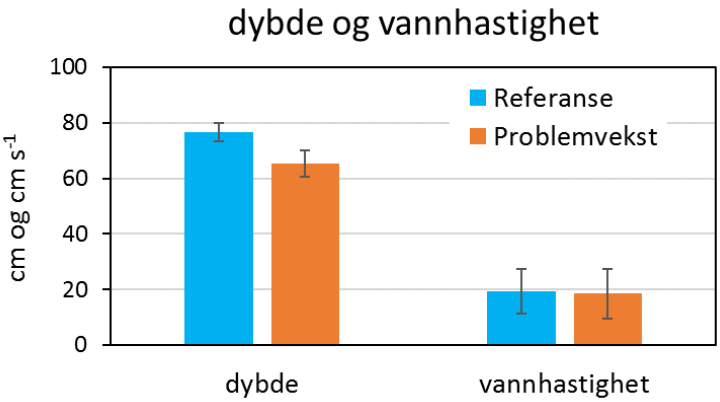
Figur 13. Sammenlikning av variasjon i vanndyp (standardiserte dyp ± SEM) for problemvekst- versus referansestasjoner, vist som avvik fra gjennomsnittsdypet.

En alternativ måte å plotte dataene er å se på sannsynligheten for at et gitt vanndyp oppstår (**Figur 14**). Her viser x-aksen det standardiserte vanndypet, mens y-aksen viser sannsynligheten for å registrere det gitte vanndypet på et gitt tidspunkt. Det kan se ut til at det er noen ulikheter mellom problemvekst- og referanselokaliteter for de lavere dypene, vi ser for eksempel at ved 0.1 % sannsynlighet ligger vi nede i 25 % av gjennomsnittlig vanndyp for problemvekstlokalitetene, og bare 13 % for referanselokalitetene. Dog er det her snakk om meget lave sannsynligheter, så ca én dag løpet av toårsperioden.



Figur 14. Sammenlikning av variasjon i vanndyp (standardiserte dyp ± SEM) for problemvekst- versus referansestasjoner, vist som sannsynligheten for å observere ulike vanndybder.

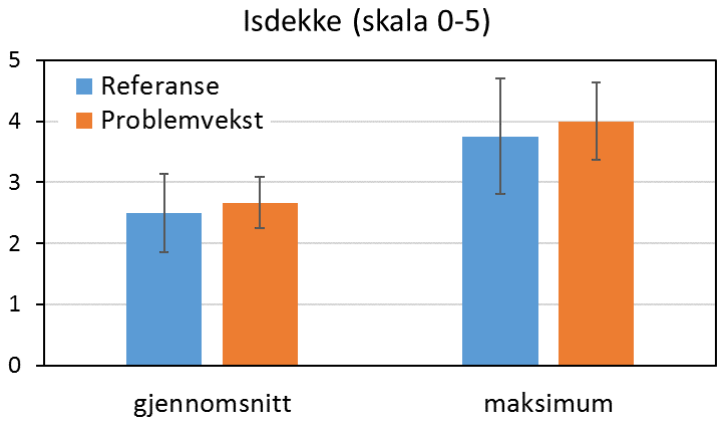
Det ble også utført vannhastighetsmålinger ved ulike dyp og vannføringsforhold på alle stasjoner. Basert på dette er det beregnet gjennomsnittlig vanndyp og vannhastighet på hver stasjon. Vi fant ingen signifikante forskjeller i gjennomsnittet av verken vanndyp (t_{13}=2.0005; P=0.0668) eller vannhastighet (t_{16}=0.0735; P=0.94) mellom problemvekst- og referanselokalitetene (**Figur 15**).



Figur 15. Gjennomsnittlig vanndyp og vannhastighet for problemvekst- og referanselokaliteter i perioden 24. juli 2015 til 23. juli 2017. De sorte stolpene viser standardfeilen for gjennomsnittet (SEM).

3.6 Isdekke vinter 2016-2017

Vi har testet hvorvidt det var mindre is på referanselokalitetene sammenliknet med problemvekstlokalitetene (ensidig t-test), og fant ingen forskjeller verken for gjennomsnitt (t_8=0,227; P=0.83) eller maksimal ismengde (t_8=0,23; P=0.82) (**Figur 16**). Basert på de lokale isobservatørenes notater var det heller ingen av stasjonene som viste klar isgang, det vil si at det meste av isen smeltet på stedet, uten å røske med seg krypsivplanter.

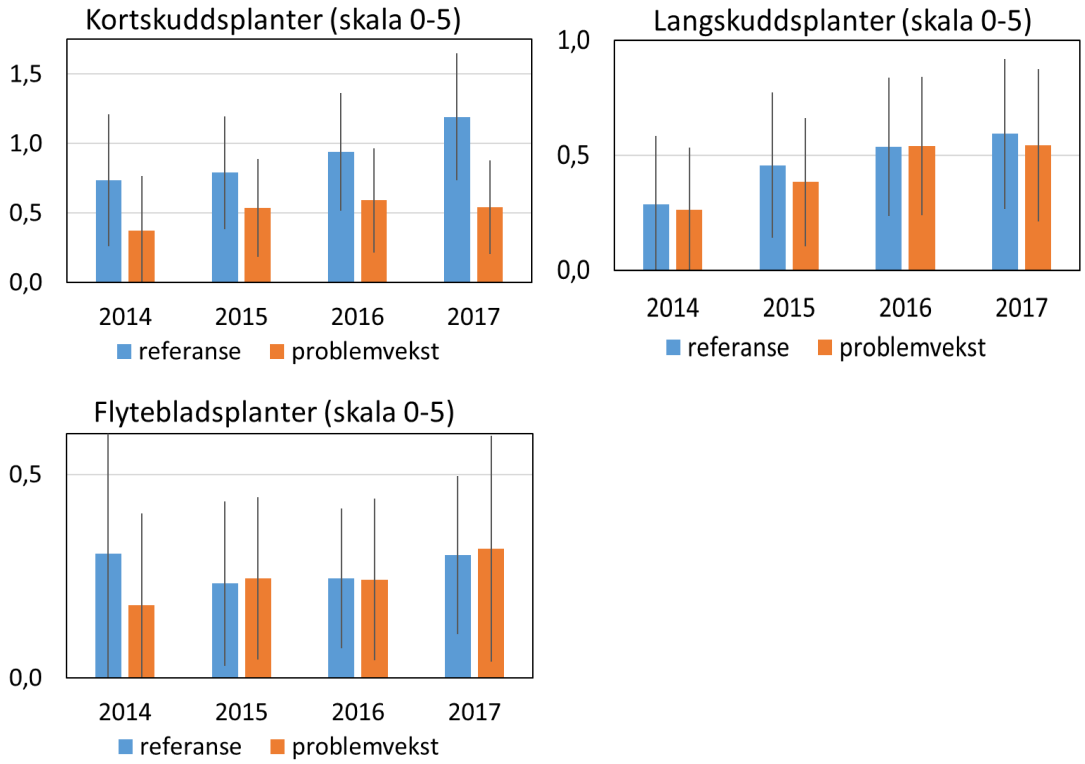


Figur 16. Gjennomsnittlig og maksimalt isdekke på ved seks problemvekst- og fire referansestasjoner vinteren 2016-2017. De sorte stolpene viser standardfeilen for gjennomsnittet (SEM).

3.7 Andre vannplanter 2014-2017

Vi ønsket å teste hvorvidt den store mengden krypsiv har en effekt på mengden av andre vannplanter. De ulike artene ble mengdebestemt på en skala fra 0-5 i felt, og fra dette ble det beregnet gjennomsnitt (± standardfeil for gjennomsnittet) for hver art ved henholdsvis problemvekst- og referanselokalitetene for 2014-2017. På artsgjennomsnittene ble det deretter beregnet nok et gjennomsnitt ved å gruppere plantene i hver av kategoriene kortskuddplanter, langskuddsplanter og flytebladsplanter. Disse gruppegjennomsnittene ble så brukt i separate t-tester for å se på signifikante forskjeller i disse gruppene mellom problemvekst- og referanselokaliteter.

Det var signifikant mindre kortskuddsplanter på problemvekst- sammenliknet med referanselokalitetene (gjennomsnittet var 44 % lavere), men ingen forskjell i langskudds- eller flytebladsplanter (**Figur 17** og **Tabell 7**). Komplette artslister finnes i **Vedlegg A**.



Figur 17. Mengden av ulike grupper vannplanter for problemvekst- sammenliknet med referanselokaliteter (merk ulik skala på y-aksene). Usikkerhetene viser 1 standardavvik og er basert på bruken av gjennomsnitt to ganger (først på art, deretter på gruppe). De sorte stolpene viser standardfeilen for gjennomsnittet (SEM).

Tabell 7. Resultater av paret t-test som ser på effekten av mye krypsiv på mengden av andre grupper vannplanter for de ulike årene. Signifikante resultater er markert *.

	2014	2015	2016	2017	Arter
Kortskuddsplanter					*Eleocharis acicularis, Isoëtes*
Gjennomsnitt Referansestasjoner	0,7	0,8	0,9	1,2	*echinospora, I. lacustris,*
Gjennomsnitt Problemvekststasjoner	0,4	0,5	0,6	0,5	*Littorella uniflora, Lobelia*
Antall frihetsgrader	6	6	6	6	*dortmanna, Ranunculus reptans,*
t	3,33	3,35	3,71	3,71	*Subularia aquatica*
P-verdi	0,008*	0,008*	0,005*	0,005*	
Langskuddsplanter					*Callitriche sp, Myriophyllum*
Gjennomsnitt Referansestasjoner	0,3	0,5	0,5	0,6	*alterniflorum, Potamogeton*
Gjennomsnitt Problemvekststasjoner	0,3	0,4	0,5	0,5	*gramineus, P.polygonifolius, P.*
Antall frihetsgrader	8	8	8	8	*sp, Utricularia minor, U.*
t	0,20	0,68	-0,04	0,29	*intermedia, U.*
P-verdi	0,425	0,259	0,486	0,388	*ochroleuca/stygia, U.*
					vulgaris/australis
Flytebladsplanter					*Nuphar lutea, Potamogeton*
Gjennomsnitt Referansestasjoner	0,3	0,2	0,2	0,3	*natans, Sagittaria sagittifolia,*
Gjennomsnitt Problemvekststasjoner	0,2	0,2	0,2	0,3	*Sparganium angustifolium,*
Antall frihetsgrader	6	6	6	6	*Sparganium sp*
t	1,43	-0,50	0,07	-0,10	
P-verdi	0,102	0,319	0,474	0,464	

4 Diskusjon

Årets undersøkelser understøtter resultatene fra tidligere år (Moe, Kaste og Schneider 2015; Moe og Hawley 2016a og b): Vi finner ingen forskjeller i parametere som kan forklare de ulike mengdene krypsiv på problemvekst- sammenliknet med referanselokalitetene. Dette gjelder både vannkjemiske parametere, porevannskjemi og fysiske forhold som substrat, vanndyp, vannhastighet og isdekke. Så hva er da årsaken til at vi ser problemvekst av krypsiv?

4.1 Vannvegetasjon

De tre elvene som omfattes av dette studiet (Mandalselva, Otra og Tolvdalselva) har særdeles lav konduktivitet, på grensen til destillert vann. Dette legger fysiologiske begrensninger på en del arter av vannplanter som bruker salter for å ta opp nødvendige stoffer. Mange planter har videre bikarbonat som sin viktigste karbonkilde, og disse trenger derfor en relativt høy alkalinitet (og lav pH) for å vokse. I Norge er det stort sett kortskuddsplanter (små rosettplanter) som er tilpasset lav konduktivitet og alkalinitet (bløtt vann), i tillegg til flotgras og krypsiv, da disse har et velutviklet rotsystem som effektivt kan ta opp C, N og P. Ved gunstige vekstforhold i bløtt vann er det dermed kun flotgras og krypsiv som kan danne massebestander opp i vannsøylen, og det er hovedsakelig krypsiv som har en vekstform som skaper problemer for mennesker.

I dette studiet ble det observert noe mindre kortskuddsplanter på problemvekst- sammenliknet med referanselokalitetene. Dette kan skyldes at kortskuddsplantene taper i konkurransen om særlig lys og plass mot de mye større krypsivplantene (Smolders m.fl., 2002). Alternativt kan en langsiktig endring av sedimentforholdene mot mer oksygenfattige sedimenter gjøre det vanskelig for kortskuddsplantene å overleve, da de under slike forhold får en for stor bladbiomasse i forhold til rotbiomasse og lett røskes opp av sedimentet ved forstyrrelser, noe som tidligere er observert i innsjøer på Sørlandet (Spierenburg m.fl. 2013). Men det kan også rett og slett skyldes at det er vanskelig å se kortskuddsplantene på bunnen når det er mye krypsiv på en stasjon: I felt har det ofte blitt observert kortskuddsplanter på bunnen mellom krypsivplantene ved å bruke hendene, uten at det har vært mulig å observere disse visuelt. De lavere mengdene kortskuddsplanter observert på problemvekstlokalitetene skyldes trolig en kombinasjon av disse faktorene.

4.2 Vann- og porevannskjemi

Det ble ikke observert noen forskjell i vann- eller porevannskjemi mellom problemvekst- og referanselokaliteter. De tre elvene i undersøkelsen er preget av ekstremt lave nitrogen- og fosforkonsentrasjoner i vannsøylen, i hvert fall i forhold til europeiske standarder. Vi finner allikevel liknende akvatiske økosystemer for eksempel i tynt befolkede områder i Skottland (f.eks. Demars & Edwards, 2007a), og også her opplever de masseutvikling av stedegne vannplanter (*Ranunculus* subgenus *batrachium*) i de mer tettbefolkede nedre delene av nedbørfeltene (Laughton et al., 2008; Bellamy, 2010).

De målte konsentrasjonene av både ammonium og CO_2, to viktige faktorer for plantevekst, var mange ganger høyere i porevannet enn i vannsøylen. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av CO_2 målt i porevannet tilsvarer et overskuddspartialtrykk på ca 50 ganger atmosfæretrykket (gitt temperatur = 15°C, pCO_2 = 390 ppm), noe som tilsvarer ca ti ganger høyere konsentrasjon enn i vannsøylen, og ligner dermed observasjoner fra innsjøer (Eeken 1985 i Arts & Leuven, 1988; Lucassen et al., 2016). Også ammoniumkonsentrasjonene var ca ti ganger høyere i porevannet sammenliknet

med vannsøylen, og er på nivå med konsentrasjoner observert i ikke-vegeterte sand- og steinsubstrater i Canada, både i naturlige (Pembina River, Chambers, Prepas & Gibson, 1992) og regulerte elver (South Saskatchewan River, Chambers & Prepas, 1994). Disse konsentrasjonene er lavere enn hva som ble funnet i vegeterte sedimenter i de samme elvene (Chambers, Prepas & Gibson, 1992; Chambers & Prepas, 1994), og en slik forskjell i nitrogen- og fosforkonsentrasjoner mellom vegeterte og ikke-vegeterte sedimenter er velkjent, selv for påvirkede lavlandselver (Clarke & Wharton, 2001; Demars & Harper, 2002). Dette viser den aktive rollen akvatiske planter spiller i å endre sedimentets miljøforhold. Men generelt var de observerte ammoniumkonsentrasjonene en størrelsesorden lavere enn i for eksempel studiene til Eeken (1985 i Arts & Leuven, 1988) og Schneider & Melzer (2004). Og også fosfatkonsentrasjonene i porevannet (målt i 2016) var svært lave sammenliknet med tidligere studier (for eksempel Chambers, Prepas & Gibson, 1992).

Porevannsmålingene er gjort ved å stikke en sonde ned i oppstrøms ende av en krypsivplante som er representativ for veksten på en gitt prøveflate. Det betyr at konsentrasjonene vi har målt skal være det som er tilgjengelig for de aktuelle krypsivplantene der vi har målt. Rotsystemet vil til en viss grad redusere konsentrasjonen av disse stoffene i nærmeste område rundt selve rota, der opptaket foregår. Så selv om de målte konsentrasjonen i utgangspunktet er mye høyere i sedimentet enn i vannet, så vil det fortsatt potensielt kunne bli mangel på næringssalter og karbon aller nærmest rotsystemet. For en høyere plante med velutviklet rotsystem vil opptak gjennom rotsystemet være ekstra viktig når konsentrasjonen av karbon og næringssalter i vannet rundt bladene er lav, og sedimentene er for mange vannplanter den dominerende kilden for opptak (f.eks. Chambers m.fl., 1989). Wetzel m.fl. (1985) har også vist at krypsiv foretrekker opptak av CO_2 gjennom røttene så lenge tilgangen i sedimentene er god. På den annen side er plantebiomassen over sedimentet mange ganger høyere enn rotbiomassen i områder med problemvekst, og for nitrogen foretrekker krypsiv opptak over bladene, altså fra vannfasen (Schuurkes m. fl. 1986). Økte konsentrasjoner i vannmassen vil derfor relativt sett være viktig i slike tilfeller. Videre er det også mer fart i vannet som renner forbi planten i vannmassene enn rundt rotsystemet, så selv om konsentrasjonen i vannet er lav, vil det stadig være en jevn tilførsel. Slik kan selv små økninger i næringssalter og CO_2 være viktig for økt plantevekst. Og selv om de målte konsentrasjonene i porevannet er lavere enn i mange andre undersøkelser, er det på Sørlandet snakk om særdeles næringsfattige områder, og konsentrasjonene er fortsatt mange ganger høyere enn i vannsøylen. Det er mulig en marginal forbedring av vekstvilkårene (for eksempel en svak økning i næringssalter og CO_2 i vannsøylen) opprinnelig kan ha satt i gang en svak økning i plantevekst, og at dette har startet en positiv tilbakeføringsmekanisme der økt plantevekst har ført til økt nedbryting, som videre har ført til økte næringssalter og CO_2 i sedimentet, som igjen har ført til enda mer plantevekst. I dag kan det derfor hende marginale forskjeller i tilførslene ikke gir seg målbare utslag i plantevekst, mens det historisk sett har vært en viktig faktor.

Rørslett (1988) antydet tidligere at krypsivveksten kan være begrenset av fosfor, basert på de meget lave P-konsentrasjonene i plantevevet (Moe, 2012). Masseutviklingen av krypsiv ble derfor ikke tilskrevet raskere vekst, men mangel på tilbakefall om vinteren (Rørslett, 1988). Næringsstoffenes rolle ble også diskontert fordi masseutvikling oppsto i Otra, men ikke Tolvdalselva, og de to elvene hadde tilsvarende næringsstoffkonsentrasjoner i vannsøylen (Rørslett, 1988; 1989). Men selv om konsentrasjonene i plantevevet er lave i forhold til næringsgrenseverdien for vannplanter, er de normale dersom vi sammenlikner med helofytter eller landplanter (Demars & Edwards, 2007b, Demars, upublisert), og krypsiv er jo en amfibisk art som også vokser på land. Videre er det slik at de elvene som studeres her har ekstremt lave næringssaltkonsentrasjoner, og det er nettopp ved slike lave konsentrasjonene at en liten forandring i næringsstofftilførselen kan ha stor effekt på veksthastighet og avkastning (stående biomasse), uten nødvendigvis å endre de målte næringssaltkonsentrasjonene (fordi plantene kan ta opp økt tilførsel av næringsstoffer). Disse små

endringene i konsentrasjoner er svært vanskelige å måle, og det er interessant å se at overvåkingen av kraftverkenes utløp har vist 27 % høyere ammoniumkonsentrasjon enn i oppstrøms elvevann. Det er heller ingen tvil om at andre kilder til næringssalter finnes i nedbørfeltet og kan bidra til masseutviklingen av krypsiv (for eksempel landbruksavløp og renseanlegg for avløpsvann). Selv om sammenhengen mellom næringssaltkonsentrasjoner og vannplantebiomasse kan være relativt svak, kan den allikevel være signifikant, og tiltak for å redusere næringstilførselene kan være viktige for å redusere problemvekst av vannplanter (Carr et al., 2003).

Et annet viktig moment er at verken vekst*rater* for krypsiv eller *tilførsler* av næringssalter er blitt kvantifisert tidligere. Målte konsentrasjoner av næringsstoffer kan være svært misvisende dersom man ønsker et mål på næringsstoff*tilførsler*, fluks eller resirkulering. I oligotrofe bekker på Island ble det for eksempel målt meget høy primærproduksjon selv ved ammonium-, nitrat- og fosfatkonsentrasjoner på henholdsvis bare 10, 5 og 10 µg N eller P/L (Demars et al., 2011). Dette var mulig fordi resirkuleringen av næringssaltene var svært høy, særlig hjulpet av høy vanntemperatur (Demars et al., 2011). Det er meget sannsynlig at biota, inkludert krypsiv, spiller en viktig rolle i næringssirkulasjonen i norske elver, og trolig regulerer de konsentrasjonen i vannsøylen. Forbindelsen mellom næringsstoffer og masseutvikling av planter i næringsfattige elver studeres derfor best ved å kvantifisere flukser, og ikke bare konsentrasjoner (for eksempel Cohen et al., 2013).

At kraftverkene endrer vannføringen i elvene er det ingen tvil om, men det har vært knyttet større usikkerheter til hvordan vannkjemien og temperaturen påvirkes, og i hvilken grad dette er viktig for planteveksten. Som en innledende undersøkelse ble det derfor i 2017 gjort analyser av vannprøver fra utløpet av fire kraftverk i Otra og Mandalselva, samt vannprøver fra de respektive elvestrekningene like oppstrøms der vannet fra kraftverket kom ut. Vi hadde en forventning om høyere CO_2 og NH_4 ut fra kraftverkene, ettersom bunnvann ofte er beriket på disse stoffene, og det er ofte bunnvann som hentes ut til kraftproduksjonen. Resultatene bekreftet vår antakelse, med signifikant høyere både CO_2 og NH_4 i vannet som kommer ut av kraftverkene sammenliknet med elvevannet. I hvor stor grad dette har bidratt til økt plantevekst er usikkert, da vi ikke har testet for dette, men det har i hvert fall ikke gjort det mindre gunstig å være en vannplante i disse områdene.

4.3 Vannføring

Det ble i 2017 også gjort grundige undersøkelser av vanndyp, som proxy på vannføring, ved de ulike lokalitetene. Heller ikke her så vi noen klare forskjeller mellom problemvekst- og ikke problemvekststasjoner, selv om det er indikasjoner på at det muligens er noen flere perioder med virkelig lav vannstand på referansestasjonene. Dette vil kunne påvirke særlig plantene på grunt vann, mens plantene lenger ute på dypet fortsatt vil være upåvirket. Tidligere forsøk med senkning av vannstand for å tørke ut krypsiv har vist at krypsivet relativt raskt vokser tilbake igjen (Danielsen m.fl., 2012), men det kan allikevel hende lav vannstand i korte perioder kan være viktig for å regulere krypsivveksten. For det første er det mulig at slike lavvannsperioder har en større effekt dersom de kommer hvert år, noe tidligere uttørkingsforsøk ikke har testet. For det andre er det mulig uttørking kan ha en større effekt på rosettplanter enn på store krypsivsåter, da sistnevnte vil folde seg over seg selv og slik bidra til å beholde fuktigheten i de nederste delene av plantene. Dette betyr at en uttørking i dag, når plantene allerede er store, kanskje ikke har så høy effekt, mens det kan ha hatt en viktig effekt den gang plantene var mindre (før problemveksten).

En annen årsak til at vi i dette studiet ikke finner en klar forskjell i vannføring (gjennom vår proxy vanndyp) mellom problemvekst- og referansestasjoner er også designet på studiet: Det er valgt ut stasjonspar med problemvekst og referanse som er fordelt på relativt like avsnitt nedover i de tre elvene, og dermed ser vi ikke den store variasjonen i vannføring. Dersom man spesifikt ønsker å se på

vannføring må det designes en studie med mange både regulerte og uregulerte elvestrekninger, som alle i utgangspunktet har potensiale for krypsivvekst. Det manglende utslaget i vår studie, til tross for de små forskjellene i vannføring, viser dermed at vannføring alene ikke kan forklare de store forskjellene i krypsivvekst.

At flere faktorer nok spiller inn kan vi også dedusere fra tidligere studier på krypsiv. Der har man oftest studert én faktor ad gangen, uten å finne klare sammenhenger. Ser vi alle studiene under ett, derimot, tegner det seg et mer tydelig bilde: Det er samspillet mellom flere påvirkninger som skaper masseutvikling av krypsiv over tid; for eksempel terskler, demninger og reguleringer som forandrer geomorfologien (sedimenttransport) og hydrologien (antall og størrelse/lengde på flommer og tørkeperioder), kombinert med klimaendringer som gir lenger vekstsesong, og en økning i næringssalttilførsler som følge av intensiveringen av landbruket, økning i avløpsvann og vann fra kraftverk.

5 Konklusjoner og anbefalinger

Det er kjent kunnskap at vannplanter trives når de får rikelig med lys, konstant neddykking, stabilt substrat, lite beiting, varme og tilstrekkelig næringstilførsel (C, N, P og andre elementer). Vi har gjennom våre studier sett at ingen enkeltfaktor alene skaper problemvekst av krypsiv, at kombinasjoner av vann- og porevannskjemiske parametere heller ikke kan forklare dette, samt at endringer i krypsivveksten går relativt langsomt (vi så tilnærmet ingen endringer på noen av stasjonene i dette programmet i løpet av fire år). Vi har til nå undersøkt hva som direkte påvirker krypsivet på gitte prøveflater, og konklusjonen er at det må være flere faktorer i kombinasjon, og at påvirkningene virker i større skala enn enkeltprøveflater. Det er derfor viktig å nå ta et skritt tilbake og se på det store bildet: Vi må vurdere virkningene av flere påvirkninger samtidig, i større skala og et enda mer langsiktig perspektiv. Det har tatt årtier å bygge dagens krypsivbiomasse, og så lenge vi ikke finner og endrer årsakene kan det også ta lang tid å komme tilbake til opprinnelig tilstand, hvis det i det hele tatt er mulig.

Videre ser vi at undersøkelsene til nå, der det hovedsakelig har vært analysert konsentrasjoner og stående biomasse, ikke er nok til å forklare veksten av krypsiv. Fremover anbefales det derfor å fokusere mer på prosesser og endringer, for eksempel vekstrater hos krypsiv, tilførsler av og kilder til næringssalter og endringer i sedimenttransport og vannføringsmønstre. På denne måten kan vi bedre forstå hvordan økosystemet fungerer, og dermed bedre forklare hvordan *utviklingen* av krypsiv problemvekst har vært mulig. Ved å kvantifisere slike økosystemfunksjoner kan vi også videre kvantifisere ulike økosystemtjenester som ytes av vannvegetasjonen, for eksempel selvrensing og retensjon av næringssalter. Disse tjenestene og deres effektivitet kan videre verdsettes og sammenlignes med tilsvarende verdier av for eksempel rekreasjon og båtliv, samt kostnaden for nåværende mekanisk fjerning. Slik informasjonen kan være nyttig for forvaltningen av disse vannforekomstene (se Rørslett & Johansen, 1996; Garcia-Llorente et al., 2011; Hussner et al., 2017).

Vi har altså tatt et vesentlig skritt frem i arbeidet med å forstå masseforekomsten av krypsiv, og det er nå behov for kunnskap over større skala for å se hvordan ulike faktorer i kombinasjon påvirker, og tidligere har påvirket, utviklingen av krypsiv over tid. På denne måten kan vi finne ut hvilke tiltak som vil være mest hensiktsmessige å iverksette i ulike områder, og slik redusere både kostnadene ved tiltak og gjenveksten av krypsiv.

6 Litteratur

Arts G.H.P. & Leuven R.S.E.W. (1988) Floristic changes in shallow soft waters in relation to underlying environmental factors. Freshwater Biology, 20, 97-111.

Aulio, K. (1987) Rapid decline of mass occurrences of *Juncus bulbosus* in a deacidified freshwater reservoir. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica, 63, 41-44.

Bates, D., m.fl. (2015) Package 'lme4' Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4. R package version 1.1-10.

Bates, D. M. (2010). lme4: Mixed-effects modeling with R, Springer.

Bellamy B. (2010) A preliminary investigation of invasive floating Ranunculus in the River Dee.

Benjamini, Y. and Y. Hochberg (1995) Controlling the false discovery rate - A practical and powerful approach to multiple testing. Journal of the Royal Statistical Society Series B-Methodological 57(1), 289-300.

Carr G.M., Bod S.a.E., Duthie H.C. & Taylor W.D. (2003) Macrophyte biomass and water quality in Ontario rivers. Journal of the North American Benthological Society, 22, 182-193.

Chambers P.A. & Prepas E.E. (1994) Nutrient dynamics in riverbeds: the impact of sewage effluent and aquatic macrophytes. Water Research, 28, 453-464.

Chambers P.A., Prepas E.E., Bothwell M.L. & Hamilton H.R. (1989) Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46, 435-439.

Chambers P.A., Prepas E.E. & Gibson K. (1992) Temporal and spatial dynamics in riverbed chemistry: the influence of flow and sediment composition. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 49, 2128-2140.

Clarke S.J. & Wharton G. (2001) Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. Science of the Total Environment, 266, 103-112.

Cohen M.J., Kurz M.J., Heffernan J.B., Martin J.B., Douglass R.L., Foster C.R. & Thomas R.G. (2013) Diel phosphorus variation and the stoichiometry of ecosystem metabolism in a large spring-fed river. Ecological Monographs, 83, 155-176.

Danielsen, T., Vegge, E. & Grimsby, P.Ø. (2012) Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemet på Sørlandet? Evaluering av gjennomførte tiltak. NVE-rapport 3-2012, 33 s.

Demars B.O.L. & Edwards A.C. (2007a) A seasonal survey of surface water habitats within the River Spey basin, Scotland: major nutrient properties. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems, 17, 565-583.

Demars B.O.L. & Edwards A.C. (2007b) Tissue nutrient concentrations in freshwater aquatic macrophytes: high inter-taxon differences and low phenotypic response to nutrient supply. Freshwater Biology, 52, 2073-2086.

Demars B.O.L. & Harper D.M. (2002) Phosphorus in a lowland calcareous river basin: a multiscale approach to understanding human impacts. International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology, 2, 149-164.

Demars B.O.L., Manson J.R., Olafsson J.S., Gislason G.M., Gudmundsdottir R., Woodward G., Reiss J., Pichler D.E., Rasmussen J.J. & Friberg N. (2011) Temperature and the metabolic balance of streams. Freshwater Biology, 56, 1106-1121.

Demars B. O. L. og Manson J. R. (2013) Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: A critical review. Water Research, 47, 1-15.

Direktoratsgruppa (2015) Veileder 02:2013 – revidert 2015. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. http://www.vannportalen.no.

Garcia-Llorente M., Martin-Lopez B., Diaz S. & Montes C. (2011) Can ecosystem properties be fully translated into service values? An economic valuation of aquatic plant services. Ecological Applications, 21, 3083-3103.

Hussner A., Stiers I., Verhofstad M., Bakker E.S., Grutters B.M.C., Haury J., Van Valkenburg J., Brundu G., Newman J., Clayton J.S., Anderson L.W.J. & Hofstra D. (2017) Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: A review. Aquatic Botany, 136, 112-137.

Johansen, S.W. (1993) Krypsiv i Mandalsvassdraget. Status for utbredelse, vurdering av tilgroing og årsaker, samt forslag til tiltak. NIVA-rapport 2954, 56 s.

Johansen, S.W. (2006 a) Vekst av krypsiv i elver. Betydningen av redusert vannføring i forhold til andre miljøendringer. NVE-rapport 8-2006, 61 s.

Johansen, S.W. (2006 b) Kartlegging av miljøvariable i problemvekstområder med krypsiv. Tovdalsvassdraget. NIVA-rapport 5226-2006, 39 s.

Johansen, S.W., Brandrud, T.E. og Mjelde, M. (2000) Konsekvenser av reguleringsinngrep på vannvegetasjon i elver. Tilgroing av krypsiv. Kunnskapsstatus. NIVA-rapport 4321, 67 s.

Laughton R., Cosgrove P.J., Hastie L.C. & Sime I. (2008) Effects of aquatic weed removal on freshwater pearl mussels and juvenile salmonids in the River Spey, Scotland. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems, 18, 44-54.

Lid, J. og Lid, D.T. (2005) Norsk flora. Det norske samlaget 6. utg. ved R. Elven

Lucassen, E., Bobbink, R., Oonk, M.M.A., Brandrud, T.E. og Roelofs, J.G.M. (1999) The effects of liming and reacidification on the growth of Juncus bulbosus: a mesocosm experiment. Aquatic Botany, 64, 95-103.

Lucassen, E.C.H.E.T., Roelofs, J.G.M, Schneider, S.C. & Smolders, A.J.P. (2016) Long-term effects of liming in Norwegian softwater lakes: the rise and fall of bulbous rush (*Juncus bulbosus*) and decline of isoetid vegetation. Freshwater biology 61(5): 565-813.

Moe, T.F. (2012) Nuisance growth of Juncus bulbosus in lakes and rivers - experimental studies. PhD-avhandling ved Universitet i Oslo. 131 s.

Moe, T.F., Brysting, A.K., Andersen, T., Schneider, S.C., Kaste, Ø. og Hessen, D.O. (2013) Nuisance growth of Juncus bulbosus; the roles of genetics and environmental drivers tested in a large-scale survey. Freshwater Biology 58: 114-127.

Moe, T.F. & Hawley, K. (2016a) Årsrapport krypsivovervåking 2015. NIVA-rapport 6951-2016, 35 s.

Moe, T.F. & Hawley, K. (2016b) Årsrapport krypsivovervåking 2016. NIVA-rapport 7092-2016, 40 s.

Moe, T.F., Schneider, S.C., Kaste, Ø. & Hindar, A. (2014) Forprosjekt overvåkingsprogram for krypsiv. NIVA-notat 0107/15. 8 s.

Moe, T.F., Kaste, Ø. og Schneider, S. (2015) Krypsiv overvåkingsprogram. Rapport fra pilotåret 2014. NIVA-notat 0108/15. 13 s.

Nave, C.R. (2000). Hyperphysics. http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/hframe.html

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V. & Thirion, B. (2011) Scikit-learn: Machine Learning in Python, version 0.16.1 (2015). JMLR 12, pp. 2825-2830. Available at http://www.jmlr.org/papers/volume12/pedregosa11a/pedregosa11a.pdf

Python Software Foundation (2015). Python Language Reference, version 2.7.10. Available at http://www.python.org

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Roelofs, J.G.M., Brandrud, T.E. og Smolders, A.J.P. (1994) Massive expansion of Juncus bulbosus L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. Aquatic Botany, 48, 187-202.

Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P., Brandrud, T.E. og Bobbink, R. (1995) The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes. Water Air and Soil Pollution, 85, 967-972.

Rørslett, B. (1987) Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problemanalyse og forslag om tiltak NIVA-rapport OR-1997, 40 s.

Rørslett B. (1988) Aquatic weed problems in a hydroelectric river: The R. Otra, Norway. Regulated Rivers Research & Management, 2, 25-37.

Rørslett B. (1989) An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Nowegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia, 175, 65-82.

Rørslett, B. (1990) Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA-rapport 2442, 117 s.

Rørslett B. & Johansen S.W. (1996) Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and reservoirs. Regulated Rivers-Research & Management, 12, 509-522.

Schneider S. & Melzer A. (2004) Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters. Hydrobiologia, 527, 195-207.

Schneider, S.C., Moe, T.F., Hessen, D.O. og Kaste, Ø. (2013) Juncus bulbosus nuisance growth in oligotrophic freshwater ecosystems: Different triggers for the same phenomenon in rivers and lakes? Aquatic Botany 104: 58-24

Schuurkes, J., Kok, C.J. & Denhartog, C. (1986) Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. Aquatic Botany, 24: 131-146.

Spierenburg, P., et al. (2013). Massive uprooting of Littorella uniflora (L.) Asch. during a storm event and its relation to sediment and plant characteristics. Plant Biology 15(6): 955-962

Svedäng, M.U. (1992) Carbon dioxide as a factor regulating the growth dynamics of *Juncus bulbosus*. Aquatic Botany, 42: 231-240.

Wentworth, C.K. (1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments. The Journal of Geology. 30 (5): 377-392.

Wetzel, R.G., Brammer, E.S., Lindström, K. & Forsberg, C. (1985) Photosynthesis of submersed macrophytes in acidified lakes. 2. Carbon limitation and utilization of benthic CO2 sources. Aquatic Botany, 22: 107-120.

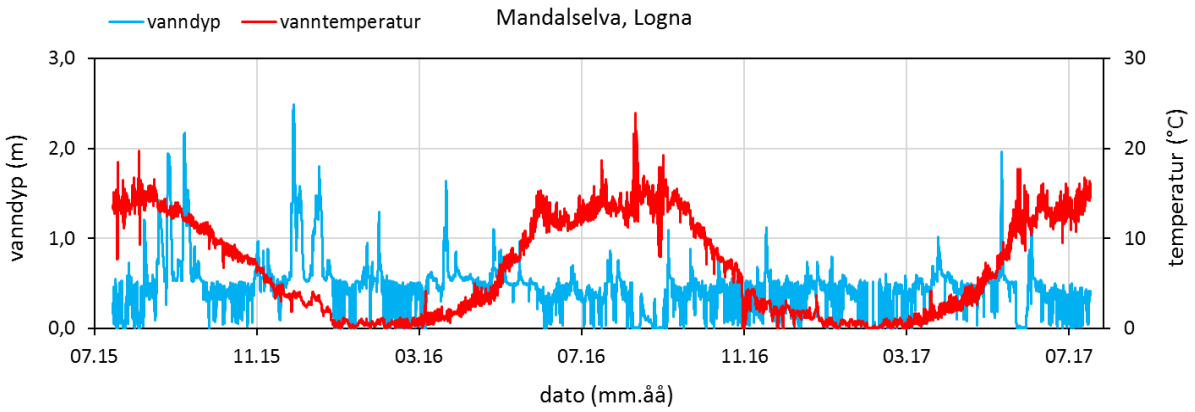
Vedlegg A.

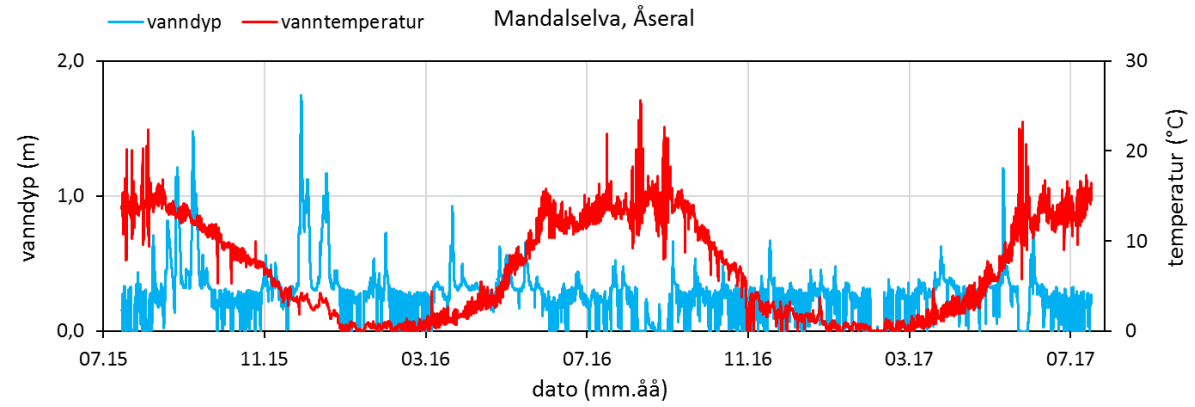
Vannvegetasjon registrert ved 18 stasjoner i Mandalselva, Otra og Tovdalselva juli 2017. Mengdebeskrivelser på 5-punkt-skala der 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende.

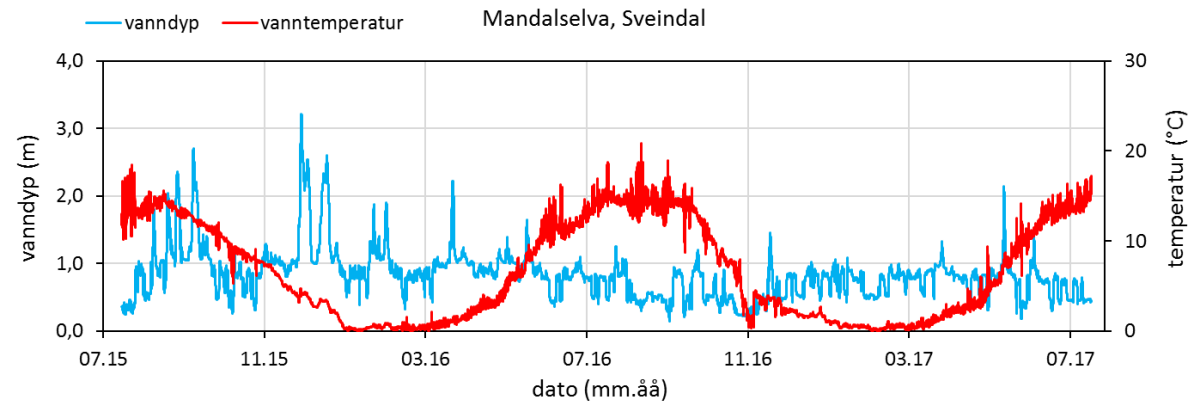
Latinsk navn	Norsk navn	LOG	ÅSE	SVE	SME	FYG	MID	VAL	BRO	EVJ	STR	KILny	SØD	HIL	ÅPÅ	HER	SØR	BJO	DRA
Kortskuddsplanter (isoetider)																			
Eleocharis acicularis	Nålesivaks	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Isoetes echinospora	Mjukt brasmegras	-	-	-	2	1	2	1	-	2	2	1	-	2	-	-	2	2	1
Isoetes lacustris	Stivt brasmegras	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1
Litorella uniflora	Tjønngras	-	-	-	-	-	4	-	-	4	4	2	-	3	3	3	3	2	1
Lobelia dortmanna	Botngras	-	-	1	2	2	2	-	-	4	3	2	-	3	4	4	4	3	3
Ranunculus reptans	Evjesoleie	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	2	-	2	1	2	2	2	-
Subularia aquatica	Sylblad	-	-	-	3	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Langskuddplanter (elodeider)																			
Callitriche hamulata	Klovasshår	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Callitriche sp.	Vasshår-slekta	-	-	-	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Juncus bulbosus	Krypsiv	4	4	5	2	5	4	3	4	3	2	4	5	2	4	4	3	2	4
Myriophyllum alterniflorum	Tusenblad	-	-	-	2	2	2	-	-	-	2	-	1	-	-	2	-	-	1
Potamogeton gramineus	Grastjønnaks	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Potamogeton polygonifolius	Kysttjønnaks	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Potamogeton sp	Tjønnaks-slekta	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Utricularia minor	Småblærerot	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-
Utricularia intermedia	Gytjeblærerot	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	1	3	3	4	4	2	1
Utricularia ochroleuca	Mellomblærerot	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2	2	1	-	-
Utricularia vulgaris	Storblærerot	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	2	-	1	1	3	2	-	-
Flytebladsplanter (nymphaeider)																			
Nuphar lutea	Gul nøkkerose	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2
Potamogeton natans	Vanlig tjønnaks	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Sagittaria sagittifolia	Pilblad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sparganium angustifolium	Flotgras	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sparganium sp.	Flotgras-slekta	1	2	2	3	-	-	1	2	2	2	-	1	2	-	-	2	2	-

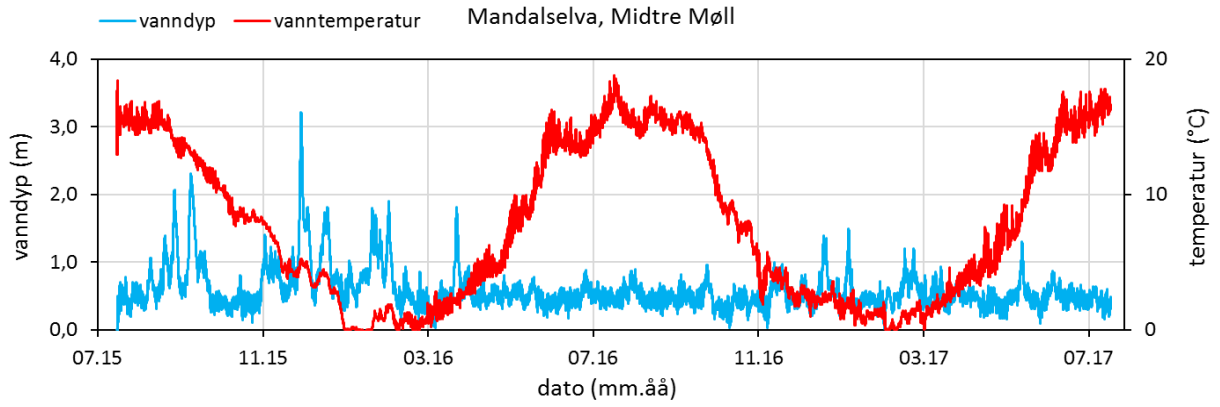
Vedlegg B.

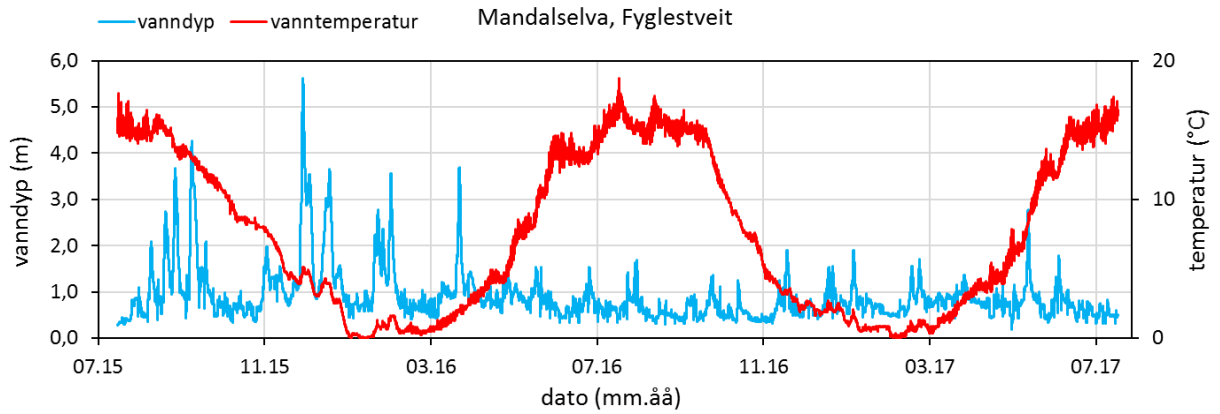
Vanndyp (der logger er plassert, som proxy på vannføring) og vanntemperatur i perioden 24. juli 2015 til 23. juli 2017 ved alle stasjoner. Data er målt hvert 30. minutt.

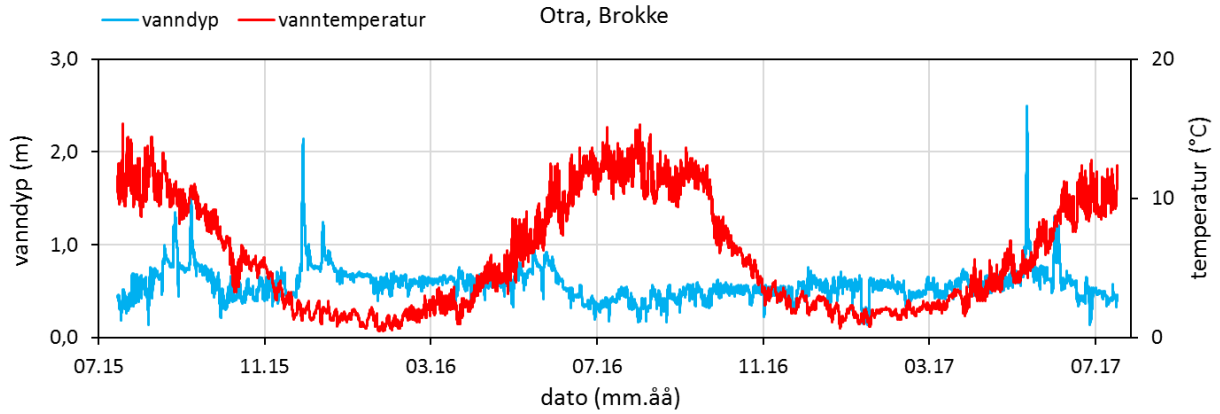


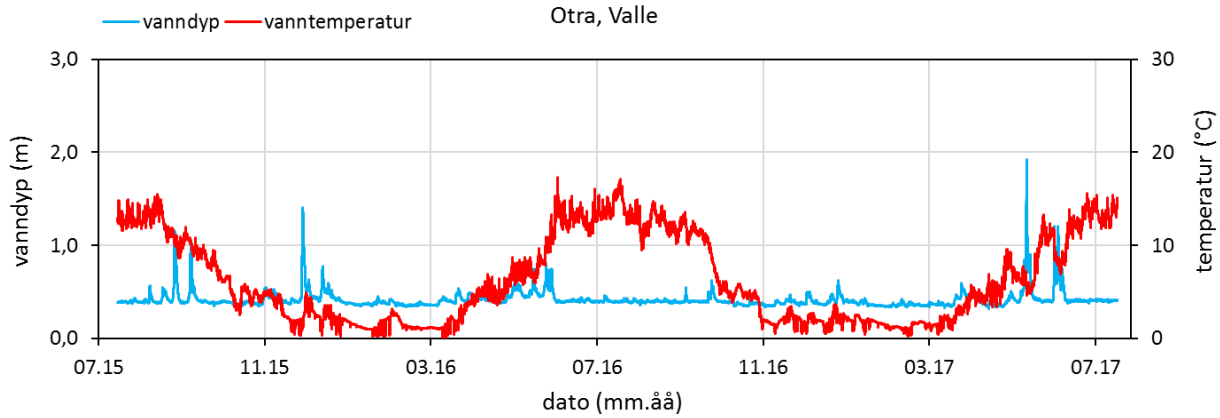


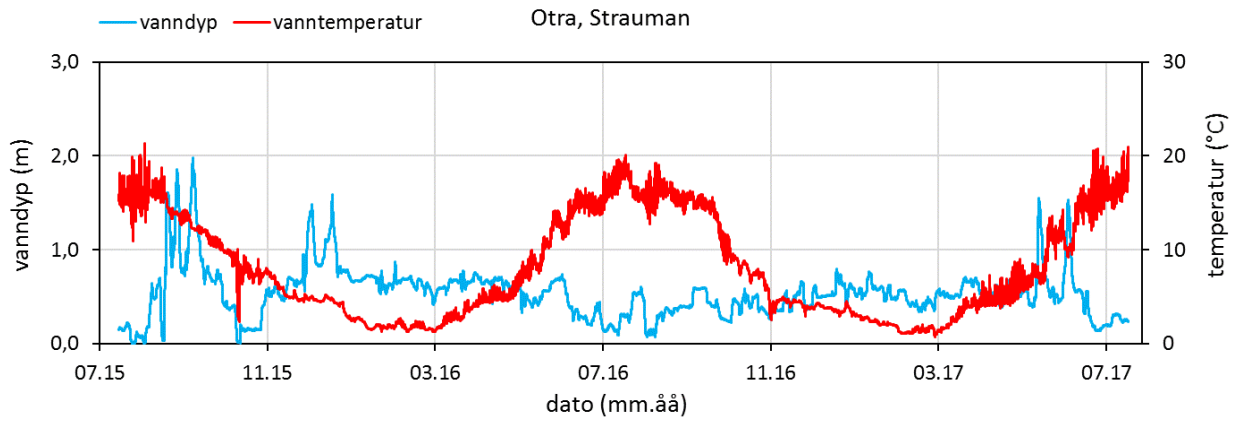


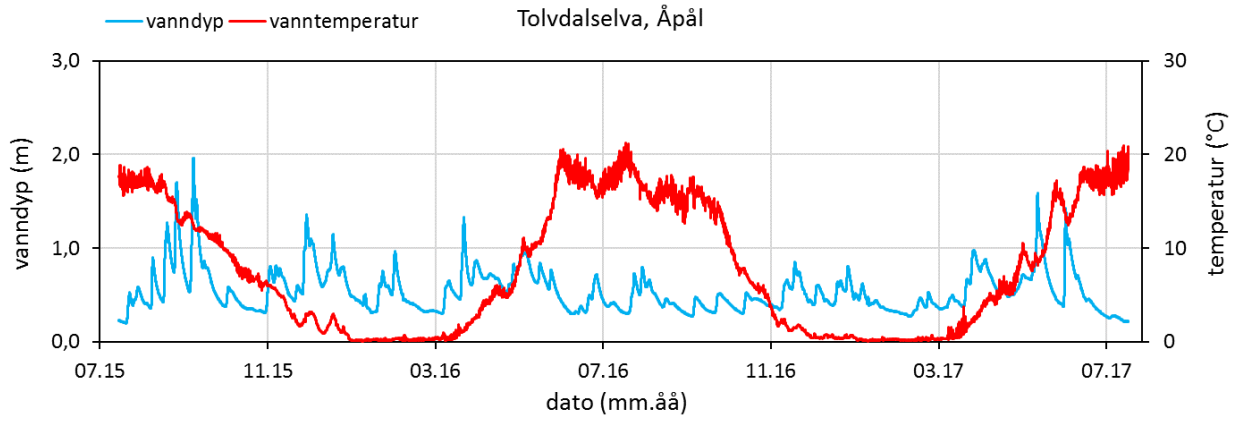

vanndyp
vanntemperatur
Mandalselva, Midtre Møll
vanndyp (m)
temperatur (°C)
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)

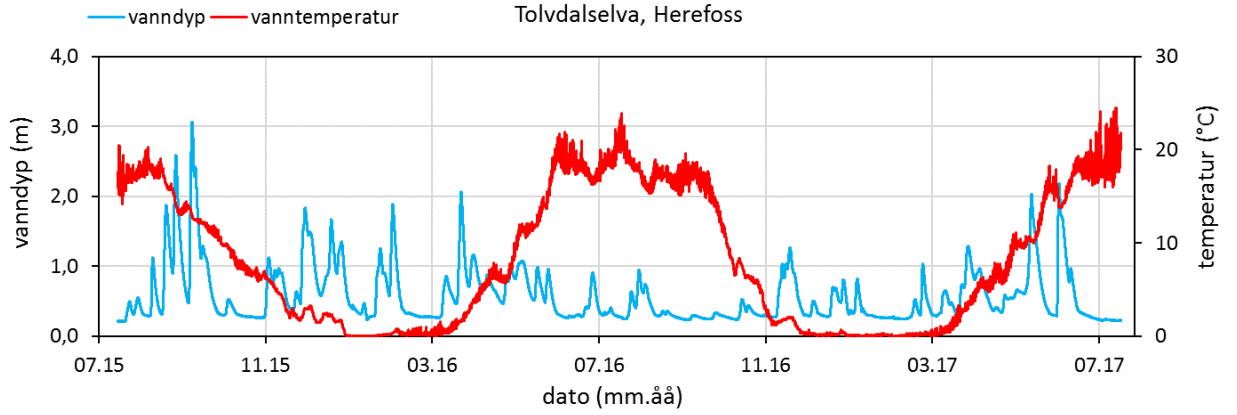

vanndyp
vanntemperatur
Mandalselva, Fyglestveit
vanndyp (m)
temperatur (°C)
6,0
5,0
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)

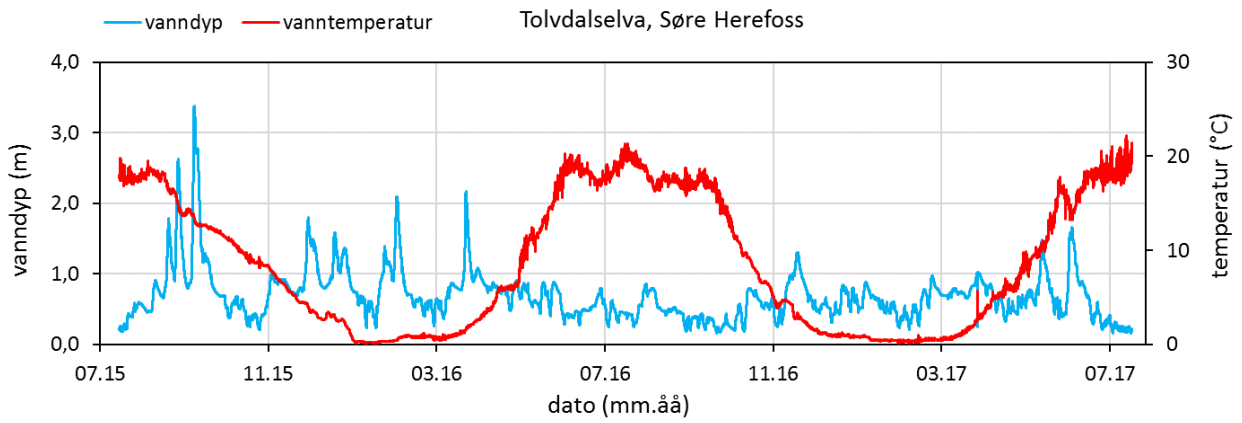

vanndyp
vanntemperatur
Otra, Brokke
vanndyp (m)
temperatur (°C)
3,0
2,0
1,0
0,0
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)

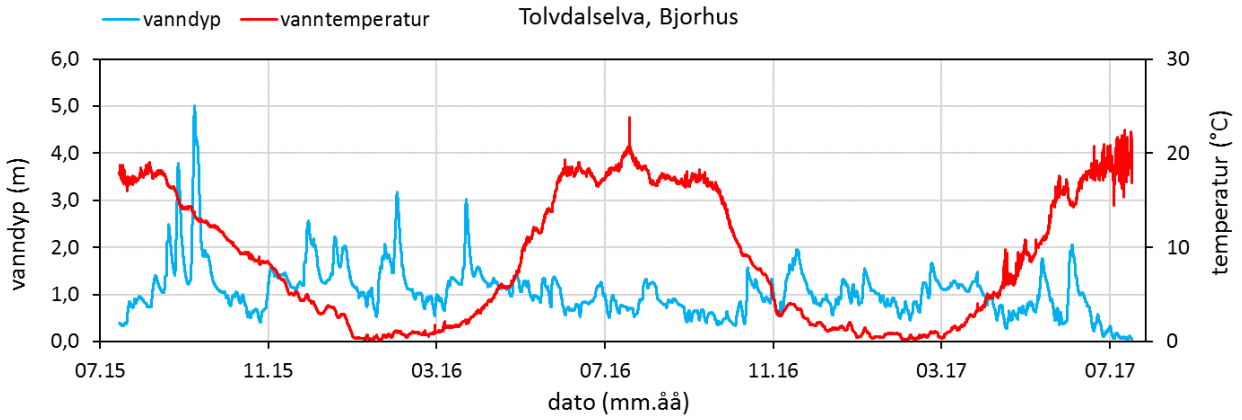

vanndyp
vanntemperatur
Otra, Valle
vanndyp (m)
temperatur (°C)
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)

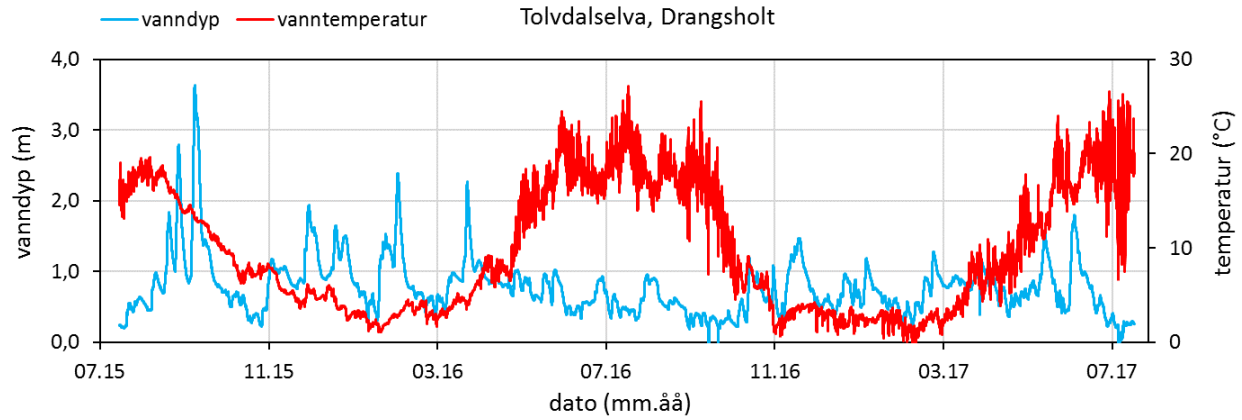

vanndyp
vanntemperatur
Otra, Strauman
vanndyp (m)
temperatur (°C)
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)


vanndyp
vanntemperatur
Tolvdalselva, Åpål
vanndyp (m)
temperatur (°C)
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)


vanndyp
vanntemperatur
Tolvdalselva, Herefoss
vanndyp (m)
temperatur (°C)
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)


vanndyp
vanntemperatur
Tolvdalselva, Søre Herefoss
vanndyp (m)
temperatur (°C)
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)


vanndyp
vanntemperatur
Tolvdalselva, Bjorhus
vanndyp (m)
temperatur (°C)
6,0
5,0
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)


vanndyp
vanntemperatur
Tolvdalselva, Drangsholt
vanndyp (m)
temperatur (°C)
4,0
3,0
2,0
1,0
0,0
30
20
10
0
07.15
11.15
03.16
07.16
11.16
03.17
07.17
dato (mm.åå)

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnærmingsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.

Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no