

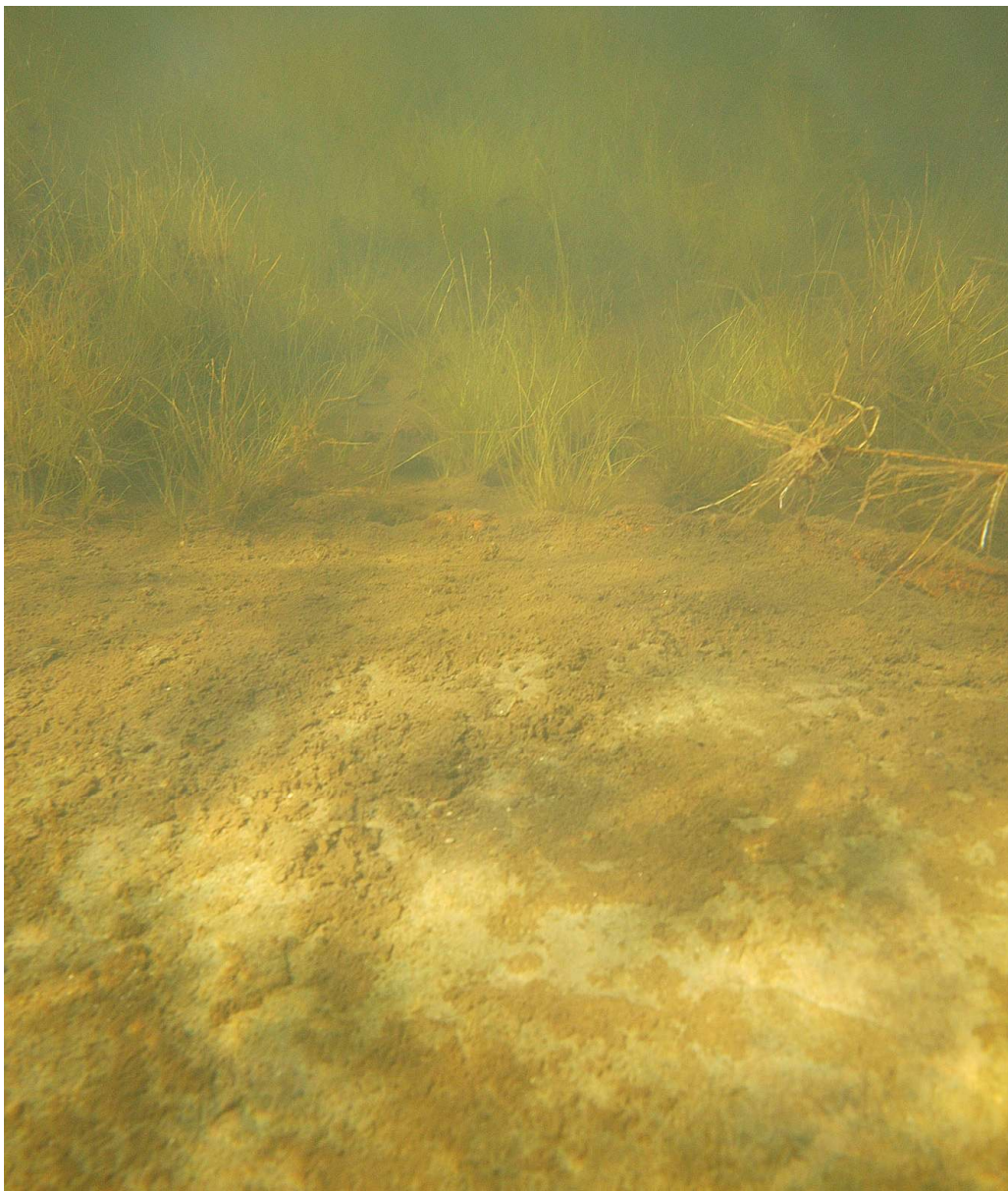
TERRATEKNIKK

TERRATEKNIKK as
Odderøya 100 – 4610 KRISTIANSAND. Tlf.: 95244812
email: torkviljo@yahoo.com Web: www.terrateknikk.com
Org. Nr. NO-998 091 845 mva

Undersøkelser om kring skadevirkninger av krypsivtiltak

Undersøkelser om kring hvilke skader på natur, miljø og bruksverdi som opprensningstiltak mot krypsiv, *Juncus bulbosus*, kan medføre i vassdrag og på land

Terrateknikk studie 12 – 2014 – versjon 2 av 01.02.15



Venneslafjorden juni 2014, krypsiv reetableres på tidligere rensket innsjøbunn

<<< Trykkeskknisk blank >>>

Sammendrag

På oppdrag fra Fylkesmannen i Vest-Agder ved miljøvernavdelingen har Terrateknikk as i 2014 foretatt en studie hva gjelder skadevirkninger av krypsivtiltak gjennomført i regionen. Over tid er et betydelig antall metoder utprøvet for krypsivbekjempelse, og et flertall av disse er og vil være relevante også i fremtiden, så kunnskap om virkning og skadevirkning av disse tiltakene er av betydning for helhetlig vektning og valg av metoder i årene fremover.

Mekaniske tiltak med bruk av tyngre maskiner i vassdraget fremstår innledningsvis som ganske harde på miljøet, men viser seg å ha lite skadevirkninger over tid. Forutsetning for vellykket bruk er imidlertid at forurensning fra gravearbeidene kan holdes lavt ved senking av vannstand forut for arbeidene eller at man arbeider med faste krypsivmasser (strømmende vann). Dette er et av få tiltak som medfører *netto fjerning* av krypsiv og mudder fra vannforekomsten og som derved bidrar til å redusere belastningen på nedbryterleddet i vannforekomstene. Dette virker direkte på metanregnskapet hva gjelder innsjøsedimenter, men vil også – i stillevannsområder – redusere oksygenbelastningen i stagnasjonsperiodene.

Klipping av krypsiv har god effekt på *bruksverdi* av vannområdene, og meget små skadevirkninger om benyttet riktig, men avgir uansett en del krypsivmateriale som kan gi grunnlag for nyetablering nedstrøms. Hvorvidt dette er problem bør avklares før tiltak. Oppsamling med lense samt oppsamler på klipper bør være en forutsetning, da fritt krypsiv kan være på vandring i lang tid etter tiltak.

Harving gjøres gjerne som tiltak sammen med klipping. Gir opphav til omfattende *partikkelforurensning*, omfattende frigivelse av småplanter (formodentlig effektiv spredning) og har dårlige forutsetninger for oppsamling av frilagt materiale. Økt restriksjonsnivå anbefales.

Krypsivfjerning ved sugemudring er *dyr men effektiv metode* som ved økt tilgang på materiell regionalt kan få økt verdi fremover. Minimale mobiliserings- og tiltaksskader og er den andre av tiltakene som gir positivt utslag ved reduksjon av metanproduserende sediment. Bør gis økt oppmerksomhet.

Bekjempelse ved innfrysing med og uten flomløft har vært *effektivt alle ganger det er utprøvet*, men har i stor skala vært ressurskrevende å turnere. Det anbefales at man prioriterer å identifisere egnede (senkbare) vannforekomster (typisk terskelbassenger) hvor krypsivdreping med frost alene – uten flomløft kan igangsettes på rutinemessig basis. Rensk med flomløft er kontroversielt grunnet de store mengdene organisk materiale som ved disse tiltakene avsettes og sannsynligvis sedimenteres på dypere vann med potensielt virkninger for oksygensituasjon i og metanproduksjon fra vannforekomstene.

Deponier henholdsvis lagre/komposter av oppgravet krypsivmateriale er undersøkt med hensyn på metanutlekking, og man finner at noen av disse avgir metan. Problematikken fremstår som begrenset og kan avhjelpest ved egnet bruk av (jordforbedring) eller forbedret lagring av oppgravet materiale. Med sannsynlighet er metanregnskapet fra landlagrene vesentlig bedre enn avgivelsen av metan fra sedimentflatene som graves opp, men dette er forhold som bør undersøkes næyere ved oppfølgende studier, i tråd med den vesentlig økte oppmerksomheten metanproduksjon fra innsjøsedimenter er gitt senere år.

Det anbefales at krypsivsedimentenes virkning på metanregnskapet i innsjøenes gis prioritert, da dette har direkte og viktige føringer i valg av akseptable krypsivmetoder, herunder hvorvidt det fortsatt er aktuelt med krypsivtiltak som forflytter organisk materiale til andre og potensielt mer sårbare områder i vannforekomsten istedenfor å håndtere massene på land.

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	6
2. Krypsiv og annen vannvegetasjon som problem	7
3. Virkninger av krypsiv i vannforekomsten	10
3.1 Etablering og utforming	10
3.2 Kort om primære skadevirkninger av krypsiv	11
4. Krypsivtiltak – kategorisering – vurdering av virkninger	13
4.1 Mekanisk direkte metoder	14
4.1.1 Oppgraving av krypsiv/mudder	14
4.1.2 Harving av krypsiv	16
4.1.3 Klipping av krypsiv	17
4.1.4 Spyling av krypsiv	18
4.1.5 Sugemudring av krypsiv	19
4.1.6 Wirespill/kjettingspill for fjerning av krypsiv	21
4.2 Mekanisk indirekte metoder	22
4.2.1 Innfrysing med flomløft	22
4.2.2 Flomspyling ved manøvrering av dam	24
4.3 Fysisk baserte metoder	25
4.3.1 Bekjempelse ved uttørking	25
4.3.2 Bekjempelse ved innfrysing uten flomløft	26
4.3.3 Bekjempelse ved utskygging	27
4.4 Kjemisk bekjempelse	28
4.4.1 Bekjempelse ved biocider	28
4.4.2 Bekjempelse ved endret tilgang P/N	28
4.5 Biologisk bekjempelse av krypsiv	28
5. Undersøkelse av skadevirkninger – tilnærming – metoder	29
5.1 Kjøre-skader i vannkant og sjøbunn	31
5.2 Skadevirkninger på elvebunn av graving/harving	31
5.3 Rék og transport av avrevet krypsiv til skade	31

5.4	Metanproduksjon fra deponier/lagret krypsivmateriale	31
5.5	Økt oksygenforbruk i innsjøbunn pga krypsivmudder	32
5.6	Skadevirkning på elvebredd og strandsone pga isrensking	34
5.7	Forurensning som partikkelforurensning etter tiltak	34
6.	Resultater	35
6.1	Undersøkelse av kjøreskader etter krypsivrensking	35
6.2	Skadevirkninger etter graving/harving av krypsiv	39
6.3	Rék av innefrosset/klippet/oppgravet krypsiv	44
6.3.1	Rék av krypsiv og fare for spredning av krypsiv	45
6.3.2	Skadevirkning av krypsivrék på friluftsliv og bruk	53
6.4	Metanproduksjon og andre virkninger av deponert krypsiv	54
6.5	Økt oksygenopptak i innsjøer – dypområder	61
6.5.1	Otra – Innløpsbasseng Åraksfjorden	62
6.5.2	Ootra – basseng Kilefjorden	66
6.5.3	Mandalselva – basseng Mannflåvann	69
6.5.4	Sirdal – basseng Åvedalsvann	71
6.5.5	Sirdal – basseng Skjørbutjønn	75
6.5.6	Kontroll – Tronstadvann	78
6.6	Skadevirkninger av isgang	82
6.7	Skadevirkninger av partikkelforurensning	84
7.	Diskusjon	86
9.	Tilråding vedrørende tiltak	96
10.	Tilråding vedrørende videre undersøkelser	100
	Referanser	102

1. Innledning

På oppdrag fra Fylkesmannen i Vest-Agder, miljøvernavdelingen, er Terrateknikk engasjert for å redegjøre for hvilke skader på miljøet som kan følge av fjerning og bekjempelse av krypsiv i vassdrag.

Ut fra de mangeartede tiltak som er tatt i bruk til krypsivbekjempelse, tilsvarende mangeartet utfallsrom hva gjelder hvilke skader disse tiltakene hver seg kan avstedkomme på miljø og bruksverdier av vassdragsnaturen, så har oppdraget fra Fylkesmannen måttet turneres som en innledende og beskrivende studie mer enn som avklarende undersøkelse. Ut fra dette vil utfordring av de vurderinger og foreløpige konklusjoner som her fremlegges, være ønsket og viktig respons på dette dokumentet

Krypsiv, *Juncus bulbosus*, er en liten plante som forekommer naturlig på fuktige steder langs vann og vassdrag i Sør Norge. På land er den liten og unseelig av størrelse og fremtoning. I vann kan imidlertid veksten nå helt andre dimensjoner, og det kan dannes sammenhengende bestander av krypsiv som dekker vannmassene hva gjelder dyp 0-2,5m. Slik massevekst er et relativt moderne fenomen, med tidlige meldinger om skadelig tette bestander i hovedsak først fra 1980 tallet (Rørslett, B.1986). Av hensiktsmessighet benevnes dette som "skadevekst" da skade på bruksverdi og egnethet av vannområdene gjerne er årsaken til at store bestander ble innrapportert. Etter registreringene på 1980-tallet økte innrapporterte og registrerte skadevekstområder av krypsiv dramatisk de neste tiår, og fra å være et fenomen hovedsakelig i Otravassdraget, ble skadevekst av krypsiv funnet i en rekke vassdrag i hovedsakelig Vest og Aust-Agder.

I egenskap av å være funn tilknyttet hovedsakelig regulerte vassdrag og med størst vekst nær sterkt regulerte vannområder, kom vassdragsregulering hurtig i fokus som mulig årsak, og en bivirkning av dette fokus, var en etter hvert positiv vilje fra kraftselskapene til å bistå i forsøk med å fjerne krypsiv og regulere bestanden i viktige vannområder. En rekke forsøk fra lokalt og regionalt initiativ ble således igangsatt gjennom 1990- tallet. Slike forsøk omfattet bruk av maskiner for oppgraving, spyling, oppsuging, klipping og harving av krypsiv. I tillegg ble forskjellige former for tiltak hvor kraftverkenes manøvrering av vannføring og reguleringshøyder, forsøkt i bekjempelsen. 2000 tallet så større innslag av forskning, og omfanget av krypsiv i de sørlandske vassdrag ble etter hvert bestemt.

Idet vi skriver 2014, er det fremdeles ikke fremkommet uttalte metodesett som kan sies å håndtere krypsivproblemet i vassdragene på sørlandet, men virkninger og effekt av de forskjellige metodene som bestandsreducerende tiltak er etterhvert belyst i noen grad, og kan forventes å være relevante også i tiden fremover. I den anledning vil det være viktig for beslutningstagerer å kjenne til i hvilken grad de forskjellige metodene for reduksjon av krypsiv, har virkninger på vassdrag og nærmiljø ut over det at krypsiv fjernes. Vurdering av slike virkninger vil utgjøre nødvendige momenter å hensynta ved estimering av nytteverdi av tiltaket. I uheldige fall, vil de positive virkningene av krypsivfjerning kunne reduseres eller nulles ut ved at tiltaket gir negative virkninger i tilgrensende vannområder, eksempelvis ved tilslamming, spredning av krypsiv eller økt oksygenforbruk i dypvannet. .

Studien har forsøkt å belyse de grove linjene av hvilke skadevirkninger man finner av de forskjellige krypsivtiltak ved å gjennomføre punktundersøkelser i tiltaksområder, litteraturstudier over gjennomførte prosjekter og analysere henholdsvis estimere hvilke virkninger som de forskjellige mekaniske (graving, høytrykkspyling, harving) og fysiske (innfrysing, uttørking, flombølge) opprensningstiltakene forventes å kunne få på berørte vannområder.

2. Krypsiv og annen vannvegetasjon som problem.

I det følgende en kort introduksjon over krypsiv og virkning av denne som skadevekst. Denne introduksjonen, så vel som senere og tilsvarende beskrivelser av utvikling av materiell og utprøving av metoder (kapittel 3 ff) utgjør ingen utfyllende eller eksakt redegjørelse, da det er utenfor formålet med oppdraget. Derimot skal disse beskrivelsene kortfattet redegjøre for bakteppet som gjorde at krypsiv ble løftet opp på den politiske, forvaltningsmessige og vitenskapelige dagsorden, og som utløste kreative krefter for å få bukt med problemet.

Krypsiv, *Juncus bulbosus (supinus)*, er en art i siv-familien (*Juncacea*) og er forekommende på fuktig mark fra kyst til heiområdene. Den er liten og unseelig, +/- 10cm høy, med smale trådformede blader, oppsvulmet nedre del av stengel og liten 6 tallig blomst. Blomsten fremkommer så vidt vites ikke i de vannlevende bestandene. I vann er det de mangeforgreinede, trådformede bladene som er iøyenfallende og danner volum.

Artene i kantvegetasjonen langs vassdrag tåler i regeln midlertidig neddykking over noe tid (uker), og noen tåler semipermanent til permanent neddykking. Krypsiv er således ikke alene om å kunne ha flere livsformer, med et stadium også i vann. Det er i denne sammenheng de enestående mektighetene av plantemateriale arten over kort tid kan skape, som gjør den særmerket og problematisk.

På innsjø- og elvebunn deler den gjerne innledningsvis areal med botnegras og stedvis brasmegras, to små rosettplanter hvorav en karplante (botnegras) og en kryptogam (brasmegras). Det er disse to artene som ørretfiskeren normalt vil ha bemerket som vanlig og naturlig vegetasjon i sørnorske vann og vassdrag, og som ville ha vært vanlig, til dels dominerende vannvegetasjon i mange av de innsjøer og elvestrekninger som i dag er overtatt av krypsiv. Begge disse to klarer tørrlegging i lang tid (måned) uten skade, men er primært akvatiske og således mer naturlig del av vannfloraen enn krypsiv.

Ingen av rosettplantene kan følge veksthastigheten på >1m på en sesong som krypsiv viser. Derimot vil horntorvmose, tusenblad og blærerot kunne følge krypsivbestandene når disse vokser seg store, uten å bli utkonkurrert, men isteden vokse i blandet bestand.

Horntorvmose, *Sphagnum auriculatum*, forekommer stedvis i slik omfang at det har sammenliknbare virkninger på bruken av vannområdene som man finner i krypsivområdene. Arealene hvor horntorvmose opptrer i slike mengder er allikevel få sammenliknet med krypsivbestandene. Kilefjorden-sør i Otravassdraget er imidlertid et område hvor belastende tette bestander av horntorvmose har vært et problem.

Flotgras, *Sparganium angustifolium* opptrer stedvis som problemvekst i vassdragene i Agder. Flotgras tilhører piggknoppfamilien, trives i svakt surt, næringsfattig vann og kan gi forekomster til hinder/uleilighet for bading og sportsfiske, men har ikke samme enorme produksjon av plantemateriale som krypsiv. I Sira, Kvina og midtre deler av Otra (Evje) forekommer stedvis flotgras i dominerende mengder, og er på enkelte arealer kontrollert ved klipping.

Vasspest (*Eloidea canadensis*) opptrer som masseforekomst stedvis i især Østnorge til skade for bruk av berørte vassdragsavsnitt. I motsetning til krypsiv er vasspest introdusert, og i egenskap av å være en vakker og populær akvarieplante er det betydelig fare for at spredning av arten til andre vannområder vil kunne finne sted. Vasspest finnes også i minst en avgrenset bestand i Otra ved Evje, men er ikke registrert i skadelig omfang. Dette kan skyldes at den ønsker den mer næringsrike forhold enn hva vassdragene i Agder i alminnelighet tilbyr.

Krypsiv kan leve og spre seg i avrevet form (vegetativ spredning), og forflyttes da lett med vannmassene. Når etablert på bunnen med røtter, sitter den til gjengjeld til dels meget godt fast, og kan derfor gjenfinnes på elvestrekninger med tidvis høy vannhastighet. Kunne man velge sine kamper, ville derfor det å *hindre krypsiv å etablere seg* klart være den enkleste å kjempe. Å *fjerne vel-etablert krypsiv* er en helt annen skål og kan utgjøre store utfordringer teknisk og ressursmessig sett.

Flyfotoet under viser øvre del av Venneslafjorden, med Drivenesøya i øvre høyre del. Her har bestander av krypsiv etablert seg i sterkt strømmende vann. Dette tverrsnittet ble i 1987 belastet med en vannføring på $> 1400 \text{ m}^3/\text{sek}$. uten at dette klarte å spyle bort bestanden.



Lokalitet: Venneslafjorden Dato: 27.08.12 Oppdrag: Krypsiv/sedimentkartlegging

Flyfoto: Terrateknikk as - Tor Kviljo

Krypsiv som problemvekst stiles gjerne til 1980-tallet, hvor NIVA ved Bjørn Rørslett og andre beskrev de omfattende mengdene krypsiv som allerede da var etablert i Venneslafjorden –en bred utbuktning av elva nederst i Otravassdraget. Allerede da var dekningsgraden av krypsiv i fjorden på 40% (Rørslett 1986 m. fl).

Det er rimelig å anta at det på denne tiden fantes godt etablerte krypsiv også i de andre vassdragene som senere entret listen over krypsivskadede vassdrag, men at især en årsak gjør at krypsivproblemet ble lite vektlagt på tiden: Alle de store vassdragene i Agder fylkene og et stort antall av mindre vassdrag hadde på denne tiden (1980) mistet sine bestander av laks og hoveddelen av sine bestander av aure som følge av forsuringen, og kalkingsprosjektene som etter hvert skulle avhjelpe dette var ikke igangsatt enda. Det var derfor vassdrag uten nevneverdig verdi som sportsfiskeområder som på denne tiden ble inntatt av krypsiv.

Over tid skulle Nidelva, Tovdalselva, Mandalselva, Audna, Lygna og Kvina samt en rekke mindre elver, bekker og innsjøer blir kalket opp, og et langt sterkere fokus ikke minst fra utøvende sportsfiskere rettet seg mot vassdrag som hadde vært neglisjert av disse interessene i til dels flere tiår. Dette gav økt fokus også på krypsiv som skadegjørende innslag.

Av vassdragene over, er det kun de uregulerte vassdragene Lygna og Audna som ikke er massivt negativt påvirket av krypsiv. Sira og Otra er ikke kalket, men er stedvis sterkt påvirket av regulering – og av krypsiv, noe som gjør at skadevekst av krypsiv fremstår som regelen for alle regulerte vassdrag i Agderfylkene. Tovdalselva fremstår som noe avvikende fra dette bildet, idet vassdraget stedvis har betydelig innslag av krypsiv men relativt lite kraftverkspåvirket (kun Uldalsgreina hva gjelder regulerte strekninger). Krypsivbelastningen i Tovdalselva er allikevel begrenset i forhold til hva man finner i de sterkest regulerte vassdragene Kvina og Otra.

3. Virkninger av etablering av krypsiv i vannforekomstene

Kort beskrives her de typiske endringene etablering av krypsiv medfører i vannforekomsten – beskrivelsene er ikke uttømmende.

3.1 Etablering og utforming

Det første innslaget av krypsiv i et vannområde er gjerne ingen potent opplevelse: De første plantene vil gjerne være meget små, ned til en liten rosett på 10cm høyde og med trådsmale, innledningsvis lite forgrenede blader. Jf foto på forsiden av denne rapporten og bemerk de minste av plantene på bildet som eksempel. Bladene typisk lysegrønne, og man må se nøye på den for å legge merke til den, især hvor etablert på lys (sand-) bunn. Innledningsvis kan det fremstå som om rosetten står rett ned i ren sand, sterkt avvikende fra de rene organiske mudderbankene som etterhvert etableres under krypsivbestandene.

I dette første stadiet – som enkle rosetter på bunnen – har formodentlig krypsiv ingen skadevirkninger på bruksverdi eller vannmiljø.

Over tid – men tilsynelatende ganske raskt/over få år – kan de små enkeltplantene vokse kraftig i lengde, forgreining og dekket bunnareal. Omfanget av rotmateriale og organisk materiale rundt basis kan øke vesentlig fra et år til et annet, men her opptrer imidlertid logiske forskjeller avhengig av voksested:

I elver/vannområder med en viss vannhastighet vil basisen av krypsivmaterialet etter hvert gjerne fremstå som en relativt fast organisk dominert masse som nærmest – i strømsterke områder – fysisk likner på torv. Plantedeler gjennomvever dette og binder materialet, som kan oppnå betydelig styrke mot vannkreftene. Fra disse "torvflatene" henger så lange filtrere skudd i vannstrømmen som til dels lange såter. Disse er karakteristiske og meget lett synlige på flybildene av krypsiv i strømmende vann. I basis av disse såtene, dvs straks over "torvoverflaten", vil vannhastigheten være meget lav, og det betyr at bunntransportert materiale vil ha en tendens til å avlagres i krypsivtuene, som over tid vil omfatte både produsert organisk materiale, og fanget organisk og uorganisk materiale fra bunntransport. Dette vil sannsynligvis forklare noe av stabilitet (bedre pakking og vekt (innslag av uorganisk materiale/sand)) og bestandigheten av krypsivtuene i strømmende vann.

I innsjø eller elveloner med lav vannhastighet, er rotsonen mindre markert, og nedre deler av planten så vel som tilgrensende bunn dekkes av en suksessiv pålagring av meget fluffy organisk dominert materiale dels produsert som følge av akkumulert/nedbrutt krypsivmateriale, dels som følge av at stillestående vann inne i krypsivbestandene fungerer som effektivt sedimentasjonsområde for tilført og produsert organisk materiale i vannfasen (Rørslett, B. m. fl. 1990). De organiske sedimentene i krypsivbestandene kan vokse i nærmest enestående hastighet, med økning i sedimentlag på 1cm/år vurdert som typisk. Det betyr at mange av de vel-etablerte krypsivområdene i Otra og Mandalsvassdraget -. Hvor overvåking gkør at man har tallmateriale på dette - har sedimentlag av >50cm mektighet.

3.2 Kort om primære virkninger av skadevekst av krypsiv på biologi og bruksverdi

Begrepet "skadevekst" av krypsiv er udefinert, men vil naturlig beskrive den tilstand hvor vegetasjonsmektigheten merkbart endrer naturverdier og/eller ønskede bruksmuligheter i vannområdet i negativ retning. Viktige skadevirkninger identifiser i vassdragene i Agderfylkene vil – uten rangering etter viktighet – typisk omfatte følgende

Biologiske virkninger av krypsiv-skadevekst ut over endret artsbilde, er at veksten bidrar til reduserte gyte- og oppvekstområder for laks- og aure, reduserte leveområder for mange typiske næringsdyr for aure og laksunger (grupper av steinfluer, døgnfluer, vårflyer tilpasset minimum vannhastighet og uorganisk bunn), redusert leveområde for (voksen) stasjonær aure gjennom endret vannmiljø hvor åpne vannområder over elve- og innsjøbunnen (lobeliasletter) favorisert av laksefisk endres til vegetert innsjøbunn samt vertikalvegetasjon over hele vannsøylen hva gjelder dyp 0-3m favoriserende abbor og annen fisk tilpasset mer eutrofierte og vegetasjonsdominerte vannmiljø. Det skal samtidig sies at småaure finner gjemmede i krypsivbestander, noe som formodentlig øker overlevelse og reduserer jaktbarhet på disse stadiene. I Agderfylkenes i hovedsak overbefolkede aurelokaliteter er ikke dette en ønsket situasjon.

De fysiske miljøforholdene i strømmende vann endres ved at tidligere hydraulisk "glatte" og selvrensende elvepartier endres til bunn med fastsittende vannbremsende "tuer" av krypsiv. Over tid kan disse "torvliknende" organiske avsetningene, hvorfra krypsiv henger i strømmen – dels bidra til nyetablering av krypsiv ved avriving av vegeterte biter, dels ved å sikre sedimentering og derved oppbygging av egnet nyetableringsområde for krypsiv opp- og nedstrøms bremset område, dels bli så tykke at de virker oppstuvende på vannstrømmen og gir opphav til erosjonskrefter i tilgrensende elvebredd. Begge prosesser er vanlig å observere i eldre krypsivlokaliteter, og sees godt flere steder i Venneslafjorden nord, i Otra ved Evje og også høyere oppe i vassdraget. I stillevannsområder reduserer tette krypsivbestander, især når det dannes flytematter, to viktige prosesser som virker på innsjøenes strandsoner; vindindusert strøm (langs bredden), samt den viktige bølgeeffekten. Begge prosessene, især bølgevirksomhet – har en sterkt effekt mot sedimentering av organisk og finpartikulært uorganisk materiale i strandsonene.

Bruksverdi av vassdragene til sportsfiske påvirkes ganske snart etter etablering av krypsiv især når etableringen er i en typisk sørlandsk innsjø, hvor vannvegetasjon opprinnelig var begrenset til botnegras, brasmegras og kanskje små innslag av nøkkeroser og flotgras. Ved fiske med synkende redskap blir dette rask vanskeliggjort ved krypsivetablering, umuliggjort når plantene når overflaten. Hva gjelder fiske med garn og sportsfiskerredskap øker uleilighet og bruksbegrenser suksessivt med økende tetthet.

Hva gjelder bading og vannlek er primærbegrensningen mer av subjektiv art; de fleste finner det ubehagelig å vade ut og benytte vannområdene hvor både vegetasjon og ikke minst krypsivmudder har nådd en viss mektighet. Dette mudderet kan nå betydelige mektigheter, gir sterk tilslamming når omrørt og tåler ikke belastning ("synkebunn"), noe som oppfattes som ubehagelig av de fleste. I tillegg kan bading/svømming inne i storvokste krypsivbestander teoretisk kunne utgjøre en viss fare: Bestandene går ned til 2,5 - 3 meters vanddyb, og velvoksne bestander lar seg ikke uten videre rive løs fra bunnen, samtidig som plantedelene lett filteres sammen, og har betydelig mekanisk styrke: Dersom man under vannlek eller snorkling skulle svømme inn i og bli fast under vann i store plantemektigheter av krypsiv, er det ikke uten videre sikkert at man kan komme seg løs og opp til overflaten ved egen hjelp. *Dette er et forhold man naturlig bør adressere der hvor det foretas krypsivrensing til fordel for badeaktivitet og vannrekreasjon, men hvor bare deler av krypsivbestandene fjernes, og hvor storvokste bestander grenser til badeområdet.*

I vassdrag hvor det er aktuelt å ferdes med båt, er krypsiv i strømsonen et problem da plantematerialet i strømmen effektivt stopper propell og hvor tuer som går opp over propell- eller kjølnivå hindrer hhv. vanskeliggjør bruk av båt effektivt. I Otra er muligheten for bruk av båt i vassdraget allerede sterkt redusert fra og med Urestrømmen ved Sødal og elva opp til Vigeland hva gjelder grunnere områder. i Venneslafjorden, Kilefjorden opp til Evje og i Øvre Otra, i Mandalselva ved Sveindal, i Kvina ved Netland og mange andre steder vil tuer av krypsiv være styrende for bruk av båt også i strømmende elv. Kajakk og kano, som kanskje stedvis kunne utgjøre et egnet alternativ, hindres av krypsiv idet overflatemateriale svært lett henger fast rundt årene, samtidig som friksjon mot skrog ved padling gjennom krypsivbestander er uventet sterk, og helt annerledes enn passering av eksempelvis et flotgras eller nøkkerosebelte.

I siste stadium av krypsivvegetasjon i grunne vannområder, klatrer etterhvert mudderlaget opp mot overflatelaget, og vannområdet endres til mudderflate med bare noen titalls centimeter vann over. I dette stadiet er gjerne mudderflaten i liten grad dekket av krypsiv, dvs tettheten av krypsiv avtar ettersom tilgjengelig vannhøyde over mudderflaten avtar. Med en mudderavlagring på 1cm/år som registrert et flertall steder, tar det ikke så veldig lenge før en normal vannrik bukt med 50cm vanddyb endres til en sub-surface mudderflate på denne måten. Eksempler på denne situasjonen finner man i NØ deler av Sveindal-bassenget i Mandasleva, og et flertall steder i Øvre Otra. Disse vannområdene fremstår slik Terrateknikk vurderer dem som biologisk meget fattige (uten vegetasjon, uten skjulesteder for fisk, for fluffy bunn til å tillate vadefugl, og hvor sterkt metanproduksjon tilsier dårlig situasjon for bunndyr i mudderet og begrenset oksygensituasjon over mudder) og med null bruksverdi som rekreasjonsområder.

I strømmende vann er bildet annerledes, og store mektigheter av krypsiv opprettholdes også hvor vokseflaten ("krypsiv-torv", jf kap 3.1) etterhvert passere vannhøyde-null regnet ved middelvannføring, og hvor altså krypsivflatene tidvis tørrelgges ved lavvannføring. Dette er et ofte observert sommerfenomen ved Drivenesøya øverst i Venneslafjorden, hvor man fra Drivenesøya kan gå tinærmet tørrskodd ut på krypsivbankene når lav vannføring og fjordhøyde. Fenomenet er dessverre tilsynelatende til liten skade for krypsivbestandene i seg selv, da dette fenomenet typisk fremtrer i sommerhalvåret. Som semi-akvatisk plante er midlertidig tørrlegging tilsynelatende ikke skadelidende. Metode beskrevet i 4.3.2. vil allikevel kunne ha verdi på denne typen områder.

4. Krypsiviltak – kategorisering – vurdering av virkninger

I dette kapittelet kategoriseres og beskrives forskjellige metoder for fjerning av krypsiv og/eller krypsivmudder. Behovet for kategorisering følger av den store variasjon som eksisterer i metodikk for å angripe krypsiv som problem.

I underkapitler til den enkelte kategori er den enkelte metode beskrevet, fordeler og ulemper er vurdert/estimert, og det er avslutningsvis gitt betraktninger om hvor og når metoden er benyttet i Agderfylkene. *Man skal ved gjennomgang av dette ha med seg at denne studien utgjør et tids- og ressursmessig ganske lite dykk inn i krypsiviltakenes historikk, og derfor bare i begrenset grad kan redegjøre for virkningen av eldre og sviktende dokumenterte krypsiviltak, Supplement og korreksjoner til dette er derfor sterkt ønsket.*

I beskrivelsen av "ulemper" ved den enkelte metode, er tatt med både praktisk/økonomiske forhold, men også vurderinger hvorvidt metoden har skadevirkninger på vann- eller landmiljø. Det er disse virkningene som gis oppmerksomhet i kapittel 5 og 6.

Ut fra utredningens formål er prioritert metodikk kjent og benyttet i Agderfylkene.

Hovedinndelingen er gjort i fem kategorier.

1. Mekanisk *direkte* metoder – hvor maskineri benyttes direkte mot krypsiv
 - Oppgraving av krypsiv og/eller krypsivmudder med gravemaskin/hjullaster
 - Harving av krypsiv
 - Klipping av krypsiv
 - Spyling av krypsiv
 - Sugemudring av krypsiv/krypsivmudder
 - Wire/kjettingspill-høsting av krypsiv

2. Mekanisk *indirekte* metoder – hvor krypsiv belastes mekanisk av ytre faktorer
 - innfrysing og senere riving/fjerning ved flomløfting
 - flomspyling ved manøvrering av kraftverk/dam

3. Fysisk basert metode – hvor endring av fysisk miljø benyttes som bekjempelse
 - bekjempelse ved uttørking
 - bekjempelse ved frysing/innfrysing (uten flomløft)
 - *bekjempelse ved utskygging*

4. Kjemisk bekjempelse – hvor krypsiv bekjemperes ad kjemisk vei
 - *Bekjempelse med biocider*
 - Bekjempelse ved laborering med næringstilgang P/N forhold

5. Biologisk bekjempelse – hvor krypsiv bekjemperes ved bruk av andre organismer
 - *Bekjempelse ved bruk av plantespisende fisk eller andre organismer*
 - *Bekjempelse med parasitter, sopp eller virus.*

Metodene satt i *blått+kursiv* er nevnt for helhetens del, er ikke benyttet regionalt, og forfølges i det videre bare på kommentarbasis.

4.1 Mekanisk direkte metoder – hvor maskineri benyttes direkte mot krypsiv

- Oppgraving av krypsiv og/eller krypsivmudder
- Harving av krypsiv
- Klipping av krypsiv
- Spyling av krypsiv
- Sugemudring av krypsiv/krypsivmudder
- Wire/kjettingspill-høsting av krypsiv.

Hver av metodene nevnt over behandles i etterfølgende underkapitler. Metode og virkninger beskrives kort og generelt, og vil ikke være utfyllende hva gjelder virkninger og varianter av de forskjellige metodene.

4.1.1 Oppgraving av krypsiv/krypsivmudder.

Denne metoden kom raskt til utprøving i både innsjøer og elver, grunnet at gravemaskin gjerne har vært lettest tilgjengelige tyngre redskap for arbeid ut mot/i vann.

Ved denne metoden brukes normalt beltemaskin (beltegående gravemaskin med maskinvekt 15-35 tonn, rekkevidde (radius) 8-10m for normalmaskin, inntil 20m for spesialmaskin, skuffestørrelse > 1m³) som hovedmaskin, selv om hjullaster også har vært prøvd (VAE i Venneslafjorden ca 1990). De mest egnede beltemaskinene har vadedybde inntil 1,1 meter (kan belte ut til 1.1m vanddyp). Opprensingen gjøres primært ved lav vannstand, enten ved nedregulering, sommerstans eller alminnelig lav sommervannstand. Krypsiv/mudder graves opp ved bruk av tett skuffe, lastes på bil, normalt en dumper med hydraulisk baklem, og kjøres ut av vassdrag. Mudderfjerning fortsetter ideelt sett til naturlig bunn er blottlagt.

Fordele:

- Beltemaskinene og dumpere er alminnelig tilgjengelig lokalt, rimelig å mobilisere og kan laste store volumer på kort tid (skuffestørrelse typisk 1-1,4m³ for 20-30 tonnere).
- Kan ved gunstige forhold renske helt ned til alminnelig/naturlig bunn
- Kan samtidig med rensingen foreta fjerning av uheldig materiale/avfall/synketømmer som – om det blir liggende – reduserer selvrensingen i vassdraget og øker fare for krypsiv-reetablering
- Etterlater ved gunstige forhold en bunn helt uten krypsivplanter og med naturlig sjøbunn reetablert og derved begrenset grunnlag for reetablering av krypsiv
- Bringer organisk materiale opp på land for bruk som jordforbedring o.a.
- Fjerner organisk materiale fra gruntvannsområder hvor det ellers vil gi grunnlag for **a**: økt oksygenforbruk (nedbrytning) og **b**: metanproduksjon i dypere/anoksiske lag.

Ulemper

- kan medføre massiv tilslamming i vassdraget dersom ikke vannstand er senket nok til at graving kan gjøres tørt. Dette er primært problematisk i rennende vann
- Kan medføre kjøreskader på innsjø/elvebunn og strandsone, især som følge av dumperenes transport og repetitiv kjøring i samme trase.
- Medfører store transportmengder på vei/anleggsvei ved større tiltak
- Kan bidra til redusert bruksverdi av vannforekomsten i tiltaksperioden som følge av senket vannstand – der hvor nedregulering av vannstand er aktuelt.
- Forutsetter allokering og eventuelt forberedende arbeider på egnede arealer for mellomlagring/deponering og spredning av oppgravet materiale
- Ødelegger effektivt naturlig bunntopografi
- Kan – ved uegnet substrat/svak bunn – gjøre at naturlig bunnmateriale graves opp og tas ut av vassdraget
- Renskdyp avhenger av senket vannstand + maskinens vadedyp og mudderbeskaffenhet = må vurderes særskilt for hvert prosjekt.

Erfaringer: Metoden er benyttet ved en rekke forskjellige lokaliteter i tilnærmet alle vassdrag. Det hittil største gjennomførte opprenskingsprosjektet (Venneslafjorden) er basert på bruk av denne metoden, og ledet til uttak av 10.000m³ krypsiv og krypsivmudder fordelt på to relativt korte (tiltaksperiode < 10 arbeidsdager hvert av årene) tiltaksperioder år 2009 og 2010. Metoden er også benyttet i det samtidige og enda mer ressursintensive prosjektet Sira Kvina Kraftselskap utførte i Lindefjellbassenget i Kvina, men her var en betydelig del av uttaksmassen ikke krypsiv og krypsivmudder, men annet fremmedmateriale. Ut over disse store prosjektene, er det i de siste titalls år utført et meget stort antall mindre tiltak hvor opprensning av gyteplasser, badeplasser, båtområder etc er opprensket.

Metoden skiller seg fra flertall andre metoder ved at den baserer seg på at *produsert krypsivmateriale skal ut av vassdraget og på land*, og hvor uttaksvolumet gjerne går opp i 100 - 1000m³ masse fjernet fra vassdraget, noe andre uttaksmetoder sjelden tilnærmes. Da uttak av organisk materiale/mudder er en viktig gevinst ved bruk av denne metoden, kan den vanskelig vurderes mot andre metoder uten at dette hensynstas. For å vekte uttak med gravemaskin mot andre krypsiv-renskemetoder, vil det være rimelig å ikke se på rensket areal isolert, men supplere dette med ytterligere 2 parametere; volum fjernet/oppgravet organisk materiale, og areal rensket *innsjøbunn*. Først ved innkalkulering og verdisetting av disse to tilleggseffektene av rensking med gravemaskin vil rimelig kostnadsvurdering og effektvekting av graving kontra andre metoder kunne foretas.

Krypsiv/mudderopprensning med gravende utstyr. Venneslafjorden sør 2010. Fjorden er senket ca 1,5m fra normalvannstand. Beltemaskin og dumpere kjører rett på sjøbunnen. Utgangspunkt: innsjøbunn dekket av +/- 50cm mudder under helhetlig krypsivdekke, slik som sees på uberørt flate.



4.1.2 Harving av krypsiv

Denne metoden har tidligere vært benyttet eksperimentelt under utvikling av de flytende krypsivriggene som så dagens lys i agder-fylkene på 1990 og 2000 tallet. Ved harving, så er det gjerne roterende stålspiler som river med seg krypsivplanten og rensker innsjøbunnen. Metoden er i særlig form i bruk fremdeles som del av behandlingen som Amfibieservice as utfører i vassdrag i Agderfylkene, hvor harvingen utgjør en etterbehandling og/eller tilleggsbehandling ved siden av klipping.

Fordeler:

- krever i sin enkleste form ingen regulering av vannstand eller inngrep på land, bare utkjøringsplass for flytende rigg. Skadevirkningene på land derfor minimale
- Vil på egnede arealer kunne behandle store flater på begrenset tid
- Ikke avhengig av særlige værforhold ((tørrvær/lav vannføring) for utførelse
- Lite krevende på personell, så kan teoretisk bli ganske rimelig pr arealenhet dersom maskinleie og mobilisering er overkommelig i pris.
- Kan fungere effektivt rensende på arealer med naturlig bunn av (grov) grus eller sand, hvor harvingen virvler opp og frigjør organisk materiale til vannmassene, men lar naturlig substrat synke på plass

Ulemper:

- Spesialutstyr, vil med sannsynlighet måtte mobiliseres fra distrikt utenfor, og vil med sannsynlighet ikke foreligge fra særlig mange tilbydere, dvs. man er avhengig at tilgjengelig maskin egner seg
- Gir *massiv tilslamming* ved oppvirvling av finmateriale/avsatt organisk materiale og finpartikulært uorganisk materiale som kan få virkninger nedstrøms
- Bidrar til resuspensjon og spredning av organisk materiale; hvor dette avlagres på dypet vil dette potensielt ha virkninger på oksygenforbruk og metanproduksjon.
- Vil produsere store mengder krypsiv-plantedeler og – avhengig av innslag av småplanter – frie krypsivplanter for spredning til andre vannområder
- Ødelegger effektivt naturlig bunntopografi
- Begrenset virkeområde inn mot land – begrenset av maskins dypgående



Erfaringer: Metoden er benyttet på forsøksmaskineri, og benyttes på Amfibieservice sine Truxtor rensmaskiner og har derved vært benyttet en rekke steder i Agderfylkene siste ti år.

Bildet til venstre viser harving i Kilefjorden august 2014. Harven er her hevet opp til vannflaten for manøvrering

4.1.3 Klipping av krypsiv

Metoden er gammel og – fra utlandet – vel utprøvet på andre vannplanter enn krypsiv. De første forsøkene i Agderfylkene baserte seg på bruk av maskiner fra Finland, til dels en innleiet rigg som ble betjent av finsk firma, og etter hvert av innkjøpte Lännen-maskiner. Erfaringene med klipping av varierende men stedvis gode, og det ble etter hvert utviklet flere lokale maskiner, herunder "Elvegris 3" tilhørende Lindeland maskin i tillegg til at Amfibieservice utviklet sine egne klippemaskiner.



Selvgående amfibieklippemaskin med horisontalt og vertikalt skjær. Denne driftes av Amfibieservice as og har vært mye brukt i Agderfylkene

Fordeler:

- Klipper krypsiv ned til god bruksdybde (+/- 2m) i en operasjon
- Krever minimalt med tiltak på land; kun rigg/utkjøringsområde for klippefartøyet
- Kan utføres tilnærmet uavhengig av vannstand: og er uavhengig av værforhold f.ø.
- Lite personellkrevende. Amfibieservice bruker normalt 2 mann på sine fartøy, andre klippefartøyer er betjent av 1 mann under selve klippearbeidene.
- Gir liten til meget liten forurensning der hvor skjæret kan kjøres uten å gå i bunn.

Ulemper

- Begrenset virkeområde inn mot land, avhengig av båtens dypgående samt maskineriets begrensninger. Amfibiefartøyet vist over forbigår imidlertid dette.
- Spesialfartøy, vil normalt bety begrenset tilbud av maskiner og tilgjengelig operativ tid
- Klipping begrenses av faste gjenstander (stein, synketømmer, oppstikkende berg, avfall) som forhindrer enhetlig fjerning av krypsiv
- Vil – i egenskap av klipping og ikke fjerning – etterlate et stort antall anlegg for krypsiv etter klipping, og utgjør derfor et meget midlertidig tiltak (gjentas gjerne årvisst/2 årig)
- Klippingen frigjør betydelige mengder avklippet plantemateriale som man må anta gir grunnlag for vegetativ spredning til tilgrensende vannområder
- Bidrar ikke til fjerning av bunnsediment eller rensing ned til naturlig innsjø/elvbunn

Erfaringer: Sammen med graving (jf tiltakstype 4.1.1.) den mest utprøvede metoden i Agderfylkene. Varierende resultater, med tilsynelatende best resultater ved repetitiv klipping på områder med lite sediment som følge av ny krypsivetablering og/eller effekten av strømmende vann, stedvis dårlig effekt/stimulert krypsivvekst ved klipping i gamle og tette innsjøforekomster av krypsiv (Ovedalsvann m. fl.).

4.1.4 Spyling av krypsiv

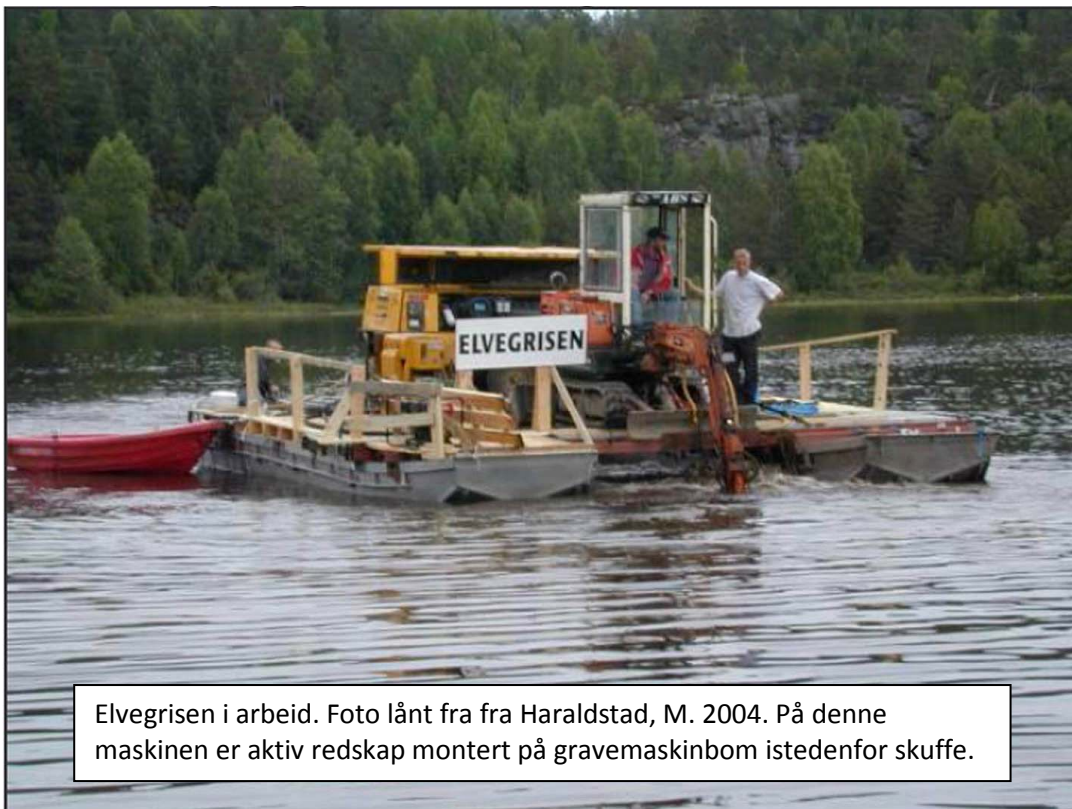
Metoden er en variant av harving, og har vært benyttet på eksperimentmetoder på maskineri utviklet i Agder. Ved en utforming (*Elvegris* kun utviklet som prototype, jf foto under) er aktiv del av maskineriet en trommel-harv montert på gravemaskinbom som er kombinert med høytrykksspyling fra dyser på den roterende harvetrommelen. Hva gjelder fordeler og ulemper, vises for øvrig til kapittel 4.1.2 om harving, som beskriver forventede virkninger, da disse vil være sammenfallende for de to metodene med et par viktige unntak:

Fordeler:

- Høytrykksspyling har potensiale til å være en utmerket metode for effektiv *rensing av (krypsivinfisert-) elvegrus i viktige gyte- og oppvekstområder*. Ved spyling av slike områder vil/bør grusen kunne spyles ren for krypsiv/organisk materiale/finpartikulært uorganisk sediment, mens basismaterialet (grus/stein) uten nevneverdig forflytning vil ligge igjen/falle ned på bunnen igjen. Dette vil imidlertid utgjøre en spesialapplikasjon som så vidt vites ikke er utprøvet ("*Elvegris*" ble så vidt vites laget for bruk i stillevannsføremøster, ikke for grunnere og hurtigstrømmende vann). Metodikken er imidlertid interessant og vil naturlig få økt oppmerksomhet ettersom krypsi i økende grad synes å gjenfinnes i selve gyteområdene for laks og sjøaure.

Ulemper

- metoden vil kunne gi grunnlag for enda større partikkelforurensning enn mekanisk harving når benyttet i områder med større mengder mudder. Dette fordi spylingen vil gi opphav til vannstrøm med større rekkevidde som transportør av suspendert materiale enn den mer rolige turbide oppvirvling mekaniske tennene på en harv.
- I særlig viktige områder, så som gyteområder for laksefisk, er det imidlertid sannsynligvis at vektingen mellom skadene av partikkelforurensning og verdi av restitusjon av gyteområder kommer ut til fordel for gjennomføring av slike tiltak.



Elvegrisen i arbeid. Foto lånt fra fra Haraldstad, M. 2004. På denne maskinen er aktiv redskap montert på gravemaskinbom istedenfor skuffe.

4.1.5 Sugemudring av krypsiv

Metoden er lite og sjelden benyttet i krypsivsammenheng, men er benyttet i en rekke andre mer industrielle sammenhenger hvor pumpbart, vannmettet materiale skal håndteres. Det er særlig ved havnemudring og kanalvedlikehold at metoden er i omfattende bruk. Til dels store sugemudremaskiner er utviklet i denne forbindelse, dels som separate maskiner som monteres på (ordinære) fartøy/lektere, dels som selvgående konstruksjoner hvor mudringsdel og fartøy er en integrert enhet. I moderne tid er utviklet særlige mindre og til dels selvgående maskiner til bruk for vedlikehold av mindre vannområder, parkdammer, småbåthavner og naturvernområder for biotopforbedrende og vedlikeholdende tiltak. Pr. 2014 finnes det flere maskiner av denne typen tilgjengelig også fra norske entreprenører.

Fordeler

- normalt selvgående maskin med svært små krav til anlegg på land for mobilisering.
- Kjente utforminger har løsninger for transport/innpumping av oppsuget materiale på land, eller lokalt lagret ved fartøy
- Enkelte former er rene amfibiefartøyer, og kan operere i hele vannsøylen aktuell for krypsivbekjempelse, fra 0m til flere meter under overflaten.
- Vil ideelt sett kunne renske ned til naturlig sjøbunn og få denne tilnærmet ren der hvor naturlig sjøbunn er uorganisk-grovt og krypsivmaterialet organisk og partikulært
- Minst en av utformingene har tyggende munnstykke som tillater håndtering av ganske grovt plantemateriale som del av sugemudringen.
- Personellgjerrig; maskin kjøres gjerne av en person + landlag, men se under om deponi
- Potensiale til å foreta krypsivopprensning med den laveste forurensning og laveste spredningsrisiko for forflytning av sediment og krypsivrester/krypsivdelere av alle aktive mekaniske metoder.
- Meget positiv effekt i forhold til å fjerne oksygenforbrukende/metanproduserende sediment fra innsjøbunnen.

Ulemper

- Spesialmaskiner av til dels meget høye kostnader; dyre å leie og dyre å mobilisere. Innkjøp av maskiner lokalt/regionalt kan bedre dette forholdet vesentlig
- Mest vanlig konfigurasjon har relativt lav kapasitet pr time i forhold til eksempelvis manuell graving.
- Krever etablering av deponi for mottak og avvanning av oppumpet materiale. Normalt vil en person behøves for betjening av deponi og oppfølging av pumpe-slengen fra maskin til deponi.
- Dersom deponi ikke er permanent, men skal avvikles etter tiltak, så fordres ekstra maskininnsats med gravemaskin & dumper etter hovedtiltaket. Dette vil øke kostnadene for tiltaket.

Erfaringer: Både daværende Vest-Agder Energiverk og Sira-Kvina kraftselskap engasjerte tidlig en Lännen Watermaster maskin for å få erfaring med bruk av denne maskinen mot krypsiv. Dokumentasjon over erfaringen med disse forsøkene synes sparsom, men et forsøk ved Brokke 1996 er beskrevet (Espetveit, G. 1996, Rørslett, B. 1997), og ved Sveindal i 2000 (Haraldstad, M. 2004). Nuland Camping i Flekkefjord anskaffet ved en anledning en slik maskin for vedlikehold av vannområder og strender tilknyttet sin campingplass, som er en lokalt stor reiselivsbedrift i Flekkefjord. Sugemudringsmaskiner har de siste ti årene så vidt vites ikke vært mobilisert i krypsivtiltak i Agderfylkene, noe som sannsynligvis avspeiler et noe ugunstig kost/nytteforhold for denne maskintypen foreløpig. Pr 2014 er i det minste én Watermaster tilgjengelig i regionen. Muligheten for bruk av denne maskintypen i Agderfylkene er derfor til stede med begrensede mobiliseringskostnader. Nærmere beskrivelse fra Lännen: <http://www.imsdredge.com/weedmaster-about.htm>

Fylkesmannen i Vest-Agder ved miljøvernavdelingen kontraktfestet i 2014 bruk av en større amfibie-mudringsmaskin med sugemudringsutstyr for opprensning i våtmarksområde vest i fylket (Slevedalsvann naturreservat – Farsund kommune). Dette er en amerikansk produsert maskin Versi-Dredge 7012, med større kapasitet enn Watermasteren, og kan som sådan kanskje imøtekomme noe av innvendingene mot watermasteren m.h.p. kapasitet. Versi-Dredge 7012 er en gruntgående maskin for primært havne- og kanalarbeider. Det er her snakk om rensking av annen og mer bestandig vegetasjon enn krypsiv, men erfaringene med maskin og massepris pr m³ opptatt materiale vil være av betydelig interesse for vurdering i krypsivsammenheng. Når dette skrives høsten 2014 er det bare forberedede arbeider som er gjennomført, og maskinen vil igangsettes i selve opprenskingsarbeidene først på nyåret 2015. Interessant med denne maskinen, er at den er laget for tyngre arbeider, har mulighet for pumping av materiale inntil 1km fra fartøyet og er benyttet til en rekke tyngre vannvegetasjon-renskarbeider. Videre informasjon og bilder av dette maskineriet gjengis ikke her (opphavsrettslig) men besøk siden for disse tiltakene: <http://www.imsdredge.com/weedmaster-about.htm> for info. Ut på nyåret 2015 vil Fylkesmannen i Vest-Agder formodentlig ha de første erfaringene med arbeidene denne maskinen gjør i Slevedalsvann naturreservat. Inntil videre vil Fylkesmannens miljøvernavdeling sine redegjørelser om dette prosjektet kunne gjenfinnes via følgende link: <http://www.fylkesmannen.no/Vest-Agder/Miljo-og-klima/Verneomrader/Staten-bruiker-325-millioner-pa-restaurering-av-vatmark-i-Slevedalsvannet-naturreservat/>

Som beskrevet i forbindelse med krypsivrensning med gravemaskin i kapittel 4.1.1, så *forutsetter* en miljømessig riktig kostnadsvurdering av sugemudring som krypsivtiltak at også verdien av fjerning av organisk materiale (i form av m³ /tonn krypsivmudder + planter tatt opp, jf metanregnskap mm) og verdien av rensing av krypsivmudder ned til naturlig sjøbunn innregnes i fordelsregnskapet i tillegg til verdien av rensking av krypsiv-planteforekomstene.

Lännen Watermaster ved Nuland Camping. Bilde hentet fra Haraldstad, M. 2004



4.1.6 Wire/kjettingspill-høsting av krypsiv

Metoden krever litt beskrivelse; Da krypsiv nådde skadevekstomfang i innsjøer i Agderfylkene 1980-90, la man merke til at de lange skuddene var ganske bestandige, og hadde evne til å filtrere seg sammen så vel som å henge seg fast i tau og konstruksjoner ute i vann, jf også kapittel 3.2. Tidlig ble det gjort forsøk med å ta ut tau, eller snarere wire eller kjetting i en halvsirkel ut fra land – rundt et parti med krypsiv og så tilbake til land. Ved hjelp av vinsj eller trekkende kjøretøy kunne så krypsivmaterialet fanget av løkken trekkes inn på land. *Terrateknikk kjenner metoden kun ut fra personlige meddelelser, og ikke at det foreligger egnet dokumentasjon som viser denne i bruk eller kvantifiserer resultater.*

Fordeler

- som provisorisk metode – kan utføres ved bruk av lokalt tilgjengelig utstyr, wire/kjetting og skogstraktor/vinsj/liten beltemaskin eller tilsvarende for trekking.
- Kan få med betydelige mengde krypsivmateriale der hvor krypsiv er tett og av betydelig høyde = hvor innfiltreringen gjør at materialet låses seg fast i hverandre ved komprimering under inntrekking
- Vil ideelt sett kunne gjøres som en operasjon – ved trekking av krypsivmateriale opp på land til egnet sted for naturlig nedbrytning eller bruk
- Lite skadevirkninger på naturlig substrat og bunntopografi
- Tilnærmet upåvirket av vannstand, og krever ikke særlige værforhold for gjennomføring.

Ulemper

- Egner seg for begrensede vannområder da hele materialet som fanges må tas inn i en omgang
- Kan bare brukes på krypsiv over en viss størrelse/høyde som står/flyter fritt i vannet, dvs mindre egnet for strømmende områder hvor krypsiv presses mot bunnen.
- Kan være vanskelig å tilordne da relativt tung wire/kjetting skal legges ut rundt bestanden før tiltak
- Uegnet hvor bunntopografi eller stein/gjenstander på bunnen hindrer wiren å dras over terreng
- Vil kunne frigjøre mye mudder når krypsivvasen trekkes over mudderdekket bunn
- En god del avrevne biter av krypsiv vil måtte forventes som følge av tiltaket, men ikke så mye som forventes ved klipping eller harving.

Erfaringer: Metoden ble så *vidt vites* benyttet en periode på Nuland Camping i innsjøen Selura i Flekkefjord og er benyttet som provisorisk metode ved mindre forsøk annesteds.

Særlige kommentarer: Det er interessant at metoden likner på en metode som ble benyttet i Otra under de store laksefiskeriene tidlig på 1900 tallet; da ble bunnen av viktige elvestrekninger hvor man fisket laks med garn og not, rensket for uønsket materiale på bunnen ved hjelp av en såkalt "stein-not" (*Kåre Lian pers. med.*) som ble dradd over bunnen for å renske denne fri for stein og uønsket materiale. Metoden kan synes primitiv, men har etter Terrateknikk sin vurdering et visst utviklingspotensiale. Det ville vært meget spennende å se hvilke resultater som kunne oppnås ved bruk av moderne syntetisk not-materiale, tung kjetting i bunnen og wire med fløter i toppen for å sikre en egnet notvegg som kan fange materiale fra under mudderlaget (kjetting) og til høyt oppe i vannfasen (fløter). Ved bruk av beltemaskin som vinsj bør trekraft på et stort antall tonn kunne appliseres på rimelig måte. Metoden vil særlig ha verdi hvor vannstand ikke kan senkes, og hvor mudderlaget foreløpig ikke er av overdreven mektighet.

4.2. Mekanisk indirekte metoder – hvor krypsiv belastes mekanisk av ytre faktorer

- innfrysing og senere riving/fjerning ved flomløfting
- flomspyling ved manøvrering av kraftverk/dam

4.2.1 Innfrysing og flomløft

Metoden er mest egnet i regulerte vassdrag hvor det foreligger ekstensive muligheter for å laborere vannstand og vannføring. De vannområdene som er sterkest utnyttet til vannkraft - og hvor disse mulighetene for laborering med vannhøyde og vannføring foreligger - er ofte de samme områdene som krypsiv dominerer som skadevekst. Metoden er naturfaglig meget interessant, da det er en av få vegetasjonsbestemmende mekanismer som i noen grad også er virkende i naturvassdragene. I naturvassdragene i Agderfylkene er prosessen gjerne knyttet til kombinasjonen av at streng kulde over tid kombinert med lite snødekke gir dyp tele, tykk is og låsing av tilrenningen fra feltet (høyfjell/heier/myrområder) til fordel for sterkt redusert vannføring i elver og lavvannivå i innsjøer og vann. Der hvor slik periode etterfølges av rimelig rask økning i tilrenning (regn, sterk snøsmelting), så gir dette opphav til flomløft i vann og innsjøer og isgang i elver. Begge prosesser, både isløft i innsjøer og isgang i elver vil ha effekt ved innfrysing og deretter riving av vegetasjon ved at isen løftes og/eller forflyttes med strømmen. I tillegg vil man få ytterligere to vegetasjonsbegrensende effekter;

1. dreping av vegetasjon som følge av celledøde forårsaket av tørrlegging og frysing av plante og/eller røtter. Denne prosessen er virksom i både i elver og innsjøer
2. erosjon/isrensing i elvebredd under selve isgangen. Denne prosessen begrenses til hurtigstrømmende elveløp og til dels utløpsområdet av innsjø hvor isgang foregår.

I de regulerte vassdragene etterliknes prosessene beskrevet over ved at vannivået i og vannføringen inn til vannområdet/elvestrekning/terskelbasseng som ønskes rensket for krypsiv, senkes ved inngangen til meldt frostperiode. I forsøk utført i Agderfylkene har man valgt å slå av aktuelle kraftverk for best mulig effekt av innfrysingen. Dette er et vesentlig moment da varmekapasiteten i vann er betydelig, og innslipping av magasin vann fra kraftverk vil tilføre vann med høy termisk energi i form av temperatur inntil 4 grader + og vesentlig redusere muligheten for god innfrysing i forhold til om aktuell elvestrekning var etterlatt med stillestående vann som ikke stadig ble tilført ny energi fra varmt magasin vann. Når innfrysingen har nådd ønsket mektighet målt nedover i sediment og plantemateriale, så slippes på stor vannføring i løpet av kort tid. Volum = hurtigheten i vannslipping har viktighet både for å gi effektivt løft av ismassene men også for å gi en rimelig spyleeffekt for uttransportering av innfrosset plantemateriale og mudder så vel som utspyling av mudder som frilegges som følge av bortrivning av innfrosset materiale. I tillegg til disse hovedeffektene vil påslipp av store vannmengder gi opphav til iserosjon langs breddene som ved alminnelig isgang, jf over.

Fordeler

- Metode tilnærmer en av de naturlige prosessene som reduserer og modifierer vann og sumpvegetasjon i og langs vassdrag
- Kan tilordnes å virke over meget store arealer i én omgang
- Utføres på en periode hvor biologisk aktivitet så vel som rekreasjonsmessig bruk av vassdragene er meget små
- Har potensiale til å gi lavere forurensningsbelastning til vannmassene med hensyn på sediment og plantemateriale enn andre metoder, da innfrosset materiale i stor grad forventes å bli transportert uten spredning av betydning til stillevannsområde før det avgir særlig materiale (is smelter). Dersom spyleeffekt/partikkel-forurensning fra muddermateriale frilagt etter isløft er stort, kan dette forholdet allikevel endres i negativ retning.

- Gir ikke skadevirkninger på land eller på naturlig bunn/bunnssubstrat/bunntopografi under isnivå.
- Vil på gunstige lokaliteter og vannavsnitt kunne utføres med små totalkostnader og meget små kostnader pr arealenhet, dersom kjøringen lar seg harmonisere med drift av tilgrensende kraftverk. Dette ut fra at alt vann som benyttes skal gå gjennom kraftverk, og at stopping av vann ikke medfører forbisliping, bare fortsatt magasinerings.

Ulemper

- Kan bare benyttes på et fåtall lokaliteter, hvor forutsetningene knyttet til mulighet for senket vannstand i elv/terskelbassenger, helhetlig stoppet vannstrøm, egnet mottaksområde/basseng/innsjø for isrek og annet er til stede.
- Krever tillatelser og samordning på høyt nivå (NVE, Samkjøringen/Statnett) for tillatelse til å fravike minstevannføring, regulerte vannstander, energiproduksjon, noe som fordrer betydelig planlegging og avklaring i forkant.
- Forutsetter egnet periode med aktuelle temperaturforhold, lite nedbør underveis og ideelt sett lite snødekke også ved oppstart – til fordel for effektiv teledannelse og innfrysing.
- Isgang forårsaket av isløft kan utgjøre fare for infrastruktur dersom isoppstuvning eller iskrefte generelt blir for store eller kiling av ismassene oppstår.
- Vil kunne igangsette erosjon både som følge av ismassenes mekaniske effekt og som følge av rettede, unormale strømmer dersom isoppstuvning oppstår og vannet må finne nye veier forbi disse.
- Vil pr formål medføre transport av store mengder krypsiv/plantemateriale nedover vassdraget, og som kan avlagres på bredden, på elvebunn og i vannkant når isen strander.
- Vil kunne gi lokal masseavlagring av krypsivmateriale og innefrosset mudder i elvebasseng eller innsjøområde dersom ismassene (som forventet) samler seg i et område og slipper innefrosset materiale på et og samme område. Dette vil kunne gi opphav til organisk materiale av stor mektighet og BOF-kapasitet på innsjøbunn, og potensielt overbelaste nedbrytningskapasiteten, med forhøyet oksygenforbruk i bunnlaget og potensielt oksygenvinn og tap av alt høyere dyre og planteliv i berørt lag som resultat.
- Vil kunne bidra til spredning av krypsiv og eventuelt annen uønsket vegetasjon hva gjelder innefrosset/delvis innefrosset men fremdeles spirbart materiale som føres ut med isgangen.

Erfaringer: Forsøk med innfrysing er forsøkt i regi av Agder Energi Produksjon as på strekning Smeland – Kyrkjebygd i 2004 og i Øvre Otra nedstrøms Brokke kraftverk ved to anledninger i 1991 og 2011 (Rørslett, B. 1991, Mjelde, Marit et.al. 2012, Ousdal, J. O. og Gadomska, A. M. 2012). Forsøket i Sveindal var mindre vellykket grunnet begrenset innfrysing, mens forsøkene i Otra er vurdert som vellykket begge årene det ble forsøkt. For siste forsøket i Otra ble det utført omfattende undersøkelser i etterkant for å avklare positive og negative virkninger av tiltaket samt kvantifisere renskeffektene. De negative effektene er i hovedsak som beskrevet over med unntak av at man i 2011 også klarte å rive over en fiberoptisk kabel ved Brokke. Det å sitte innerst i Setesdal uten bredbånd i svarteste februar var i følge lokalbefolkningen en rystende opplevelse man gjerne kunne vært foruten.

4.2.2. Flomspyling ved manøvrering av kraftverk/dam

Metoden er i funksjon begrenset i bruk til de sterkt regulerte vassdragene. Tanken bak metoden er at slipping av store vannføringer kan igangsette spyling og erosjon i krypsivbestandene tilstrekkelig til å spyle disse bort. Metoden har gjerne vært supplement til andre metoder, og benyttet som avsluttende tiltak.

Fordeler:

- Metoden krever normalt ingen mobilisering av ekstra utstyr eller personell ut over hva som behøves for alminnelig manøvrering
- Medfører ikke behov for maskineri i kantsone eller ute i vassdraget som kan gi kjøre og graveskader
- Vil normalt effektivt skille mellom naturlig substrat og pålagret substrat (sediment) da det bare unntaksvis vil være mulig å igangsette vannføringer større enn vassdragenes naturlige flomvannføring før regulering – som er vannføringen som naturlig vil ha formet bunnssubstratets utforming og fordeling forut for utbygging.
- Vil naturlig igangsettes i periode med stor tilrenning fra restfelt (for maksimal effekt = samlet vannføring) og derved utenfor typisk bruksperiode for vassdraget for rekreasjon
- Vil – helt uavhengig av effekt på krypsiv – utgjør en viktig og positiv renskeffekt på all elvebunn hva gjelder å fjerne avlagret organisk materiale og finpartikulært uorganisk materiale. I denne sammenheng utgjør flomspylingen et innslag av naturflom.
- Gir i sin form, stor fortykning av partikkelforurensningen erosjonen skaper
- Kort tiltaksperiode, ubetydelig forberedelsesperiode og normalt kort periode før akseptabel naturtilstand vil være innstilt.

Ulemper

- Kan utløse et betydelig økonomisk tap ved at magasinert vann med stort energipotensiale slippes forbi kraftverket – forhold som naturlig kan begrense viljen til å benytte metoden i ønsket omfang.
- Diskutabelt virkningsgrad; krypsiv viser seg å ha meget betydelig evne til å motstå flom og flomepisoder og kan etablere seg i vann med hastighet > 1 meter pr sekund
- Sammenhengende bestander av krypsiv hvor plantene har nådd større lengde har en tendens til å presses ned av vannstrøm og danne sammenhengende flater av krypsivfaks som dekker og med sannsynlighet beskytter substrat og rotsone mot deler av erosjonskreftene som flomspylingen skaper, samtidig som krypsivfaks i strømmende vann åpenbart har rimelig gode hydrauliske egenskaper og ikke utløser noen store rivekrefter fra forbistrømmende vann. Fenomenet observeres i et flertall strømsterke partier i Otra, jf. flyfoto kap. 2, og vil antakelig redusere renskeffekten på viktige partier og på de viktigste krypsivbestandene å bekjempe.
- Vil kunne bidra til massiv spredning av krypsiv idet planter og plantemateriale sprees med vannstrøm og også – grunnet høy vannføring og derved vannhøyde i de begrensede avsnitt – når fram til og kan etablere seg i alle relevante deler av vassdraget.
- Vil utgjøre –dersom vellykket – en kortvarig men massiv belastning av plantemateriale og sediment. Grunnet fortykningen vil sediment ha begrenset forurensende effekt over elvebunn og i vannmassene, men sediment og plantemateriale kan gi markert negativ effekt dersom materialet bunnfeller innen begrenset areal, eksempelvis i innløpsosen til første innsjø eller første større terskelbasseng nedstrøms tiltaket.

Erfaringer: Man kjenner ikke til at dette er benyttet som selvstendig tiltak i Agderfylkene.

- 4.3. Fysisk basert metode – hvor endring av fysisk miljø benyttes som bekjempelse
- bekjempelse ved uttørking
 - bekjempelse ved frysing/innfrysing (uten flomløft)
 - *bekjempelse ved utskygging*

4.3.1. Bekjempelse ved uttørking

Metoden er benyttet både planlagt og utilsiktet ved et antall anledninger. Med "utilsiktet" menes her at man har tørrlagt skadeforekomst av krypsiv av andre årsaker, men funnet at tørrleggingen har hatt effekt på krypsiv. Tanken om kring metoden er at tørrlegging kan skade planten nok til at den dør eller at vitalitet reduseres kraftig. Ut fra at krypsiv er en plante som kan vokse på fuktige steder på land så vel som under vann, og som produserer et mudder med rimelig god evne til å holde på vann til fordel for redusert effekt av uttørking, er metoden i første omgang å vurdere av verdi for nyetablerte krypsivbestander (lite mudder) og kombinert med andre tiltak; jf under.

Fordeler

- Meget rimelig tiltak hvor manøvreringsmulighetene allerede foreligger
- Gir grunnlag for andre krypsiv og biotiltak i tørrlagt sone, jf kap 4.1.1. og 4.3.2.
- Gir ikke skader på bredd, strandsone eller substrat/elvubunn.
- Vil kunne gi opphav til renskeffekt under vann i smalere bassenger og elvestrekninger hvor det igangsettes økt vannhastighet som følge av senket vannstand og derved effekten av redusert vannverrsnitt ved samme vannføring.

Ulemper

- Begrenset virkning alene grunnet krypsiv sin tilpasning til å leve over og under vann
- Kan medføre skader på annen del av økosystemet i strandsonen, herunder tap av ønsket vannvegetasjon så som botnegras, brasmegras o.a. og redusert produksjon av bunndyr (næringsdyr) i strandsone/gruntvannsområder.
- Vil ende kontakt mellom tilgrensende bekker og senket vannområde. Dette vil normalt men ikke nødvendigvis være negativt. Negative virkninger vil ex være at fisk ikke lenger kan komme opp i bekken fra senket vannområde.

Erfaringer: Metoden har med sannsynlighet sett flere utilsiktede enn tilsiktede forsøk, da senking over til dels lange perioder (måneder) gjerne følger når det må foretas lukerevisjoner eller skal tunnelutvides i magasiner og inntaksbassenger for kraftverkene. Således ble Gåseflådammen i Otravassdraget senket i en betydelig periode (1-2mndr. Tilfellet er gitt oppmerksomhet i eget dokument som p.t. ikke er ferdigstilt enda) sommeren 2014 i forbindelse med utvidelse av Iveland kraftverk, og registreringer i forhold til effekten på krypsiv er utført i denne sammenheng og vil klarlegges 2015. Hva gjelder rene nedtappingstiltak, så er det særlig i Kvina og da primært i Narvestadbassenget slike tiltak er gjennomført. Narvestadbassenget er terskelbasseng i Kvina, og ble ombygget fra fast betongterskel til uttagbar segmentluke 2010 for å tillate senking. Etterfølgende senking viste seg å ha meget god effekt på krypsiv, men var så langvarig at den faller inn under både metode 4.3.1 og 4.3.2., hvorav virkningen av sistnevnte med sannsynlighet har størst virkning.

4.3.2. Bekjempelse ved frysing/innfrysing uten flomløft

Metoden forutsettes at krypsivbestandene man ønsker bekjempet, kan gjøre tilgjengelig for barfrost ved å senke vannstanden tilstrekkelig i periode med streng kulde. Metoden kan således benyttes på minstevannføringsstrekninger med terskler, hvor tersklene kan åpnes for senket vannstand uten å påvirke kraftproduksjon..

Metoden er forsøkt ved enkelte anledninger, og er basert på det forhold at den synlige delen av krypsivplanten er frostfølsom (Rørslett & Branderud 1989). En forklaring her vil være at isnålene som dannes under frysing ødelegger cellemembranene tilstrekkelig til at planten dør, og at dette er en svakhet ved de akvatiske bestandene og ikke ved de landlevende småplantene av krypsiv, som tåler slik frysing.

Fordeler

- Meget rimelig tiltak der hvor manøvreringsmulighetene allerede foreligger*
- Påvirker ikke vannforekomsten i periode hvor denne benyttes for rekreasjon og friluftsliv
- Ingen skadevirkninger av maskinbruk på land eller i vann
- I hovedsak ingen virkninger på fiskebestandene, da fisken i kaldværsperioder normalt vil være dypere og i ro enn på de typiske beiteplassene inne på grunna, men dersom gyteområder blottlegges vil rogn som blottlegges kunne fryse og dø.
- Tiltaket kan gjennomføres i løpet av kort tid; overvåking vil avklare når ønskede plantebestander er tilstrekkelig skadet.

Ulemper

- Man må forvente at betydelig del av evertebrater levende i strandsonen går tapt som følge av eksponering til sterk barfrost
- Fare for tap av ønsket vannvegetasjon som blottlegges samtidig
- Fare for blottlegging av rogn i elvestrekk eller i tilgrensende bekker som får redusert vannstand ved senking av hovedelv/basseng
- Fare for tap av fisk ved isolering og bunnfrysing av isolerte vannområder

Erfaringer: Metoden er utprøvd i Narvestadbassenget i regulert del av Kvina. Her ble terskelbassenget ved Narvestad gjort senkbart, og bassenget ble senket til laveste vannstand i flere forsøksperioder i årene 2007, 2009 og 2010-11. De to første forsøkene omfattet senking i bare et par uker hver, og gav beskjedne resultater. Siste periode omfattet senking i over et år fra 2010 til 2011, og gav god effekt. SKK opplyste i sin internrapport at krypsivomfanget i Narvestad avtok fra 30% i 2009 til 2,5% i 2010 med plantelengde redusert ca 50cm i 2009 til 3,3cm ved kontroll i 2010. For 2010-11 tiltaket vil den lange senkingsperioden gjøre at virkning av frost blir supplert av virkningen av tørke. Narvestadbassenget var imidlertid dominert av vel-etablerte krypsivbestander på tykk mudderbunn og i et langsmalt basseng med lite direkte solinnstråling, hvor tørrlegging/-uttørking alene bør ha hatt begrenset virkning.

Det er uklart hvor stor hver av komponentene frost hhv. uttørking har for effekten av tiltakene. Forsøket utført 2009 dekket perioden 2 – 12 februar, og vil normalt ha vært i periode med sterk kulde, men data for temperatur så vel som for snødekke – som vil ha motvirket effekt av frost - foreligger ikke i SKK's materiale. Begrenset frost og/eller pålagring av snø vil kunne forklare lav effekt av 2007-tiltaket.

* Prosjektkostnadene ble større enn ventet, da senkingen utløste behov for ny vannforsyning for to gårder grensende til bassenget. Slike forhold må være kjent før senking som tiltak vurderes

4.3.3. Bekjempelse ved utskygging

Metoden er så vidt vites ikke utprøvd i noen skala mot krypsiv her til lands, men er benyttet i andre land for å forhindre omfangsrik vegetasjon i vannområder man ønsker å holde åpne. Metoden er for så vidt enkel, idet sollyset – helt nødvendig for plantenes fotosyntese og grunnlag for liv – forhindres ved utestengelse over så lang tid at plantene dør eller settes kraftig tilbake. Metoden gjentas ved behov.

I åpne vannforekomster og vannforekomster med noen form for vannbevegelse som følge av vind o.a. må utskygging skje ved bruk av lystett matte, mens man i små og avgrensede vannforekomster med liten eller ingen utskiftning, kan benytte biologisk nedbrytbare fargestoffer. Dette kan synes dramatisk, men EPA (*Environmental Protection Agency*), som kan betegnes som det amerikanske miljøverndepartementet, godkjente i 2005 Aquashade for bruk i bekjempelse av alger og vannvegetasjon. Aquashade benytter fargestoffene Erioglaurine og Tartrazine, som er tillatt benyttet i næringsmiddel- og kosmetikkindustri, og testet og godkjent av EPA for bruk i naturlige vannmasser. Bruk og godkjenning i Norge er pt ikke undersøkt videre.

Fordeler:

- Krever ikke tekniske inngrep eller maskinbruk i vassdrag eller på bredden
- Gir ingen skade på naturlig bunntopografi eller substrat
- Matter: engangsinvestering til innkjøp, deretter lave kostnader (utlegging).
- Kjemisk utskygging; ikke klarlagt videre, så vidt vites ikke godkjent enda.
- En av meget få metoder som ikke bidrar til spredning av plantemateriale, og ikke bidrar til økt forurensning i tilgrensende vannområder

Ulemper:

- Kan ikke brukes i rennende vann av noe omfang (vanskelig å forankre matter)
- Ved hver bruk synker dødt plantemateriale/krypsiv direkte på bunnen med fare for akkumulasjon av organisk materiale som gir høyt BOF og evt fare for oksygensvinn og metanproduksjon. Det skal allikevel sies at det ikke er klarlagt hvorvidt dette regnestykket er noe verre i forhold til organisk akkumulasjon og BOF enn å la krypsivbestandene leve og akkumulere mudder slik man finner i eksisterende bestander.
- Vil forventelig ha ødeleggende virkning også på ønsket vegetasjon, så som bestandene av botnegras, brasmegras, nøkkerose og tjønnaks.

Erfaringer: Ikke lokalt/regionalt. Det er allikevel en metode som vil kunne være meget interessant å utprøve som arealspesifikk metode på vannområder av særlig interesse, det være seg dammer – hvor bruk av maskiner er ødeleggende og uhensiktsmessig – badeplasser – hvor virkningen av utskygging av alt plantemateriale kan være en viktig positiv bieffekt av metoden – og i vannområder/innsjøer hvor det er et flertall separate bruksarealer (badeplasser o.a.) hvor et sett med dekkmatter vil kunne nyttes ambulerende og kostnadseffektivt over et antall lokaliteter.

Kjemisk utskygging er så vidt vites ikke forsøkt her til lands. EPA godkjennelsen signaliserer imidlertid at det ikke fremkommer tydelige skadevirkningene som taler mot bruk av metoden, men den vil forventelig, jf første avsnitt, først og fremst kunne være en metode for små vannforekomster av stor verdi/viktig å reparere og hvor annen teknologi vanskelig kan benyttes. Dette vil blant annet kunne gjelde ved vannforekomster i parker, ute i våtmark og ellers på trykksvak mark hvor innkjøring av tyngre maskineri ikke er mulig uten stor skade.

4.4. Kjemisk bekjempelse – hvor krypsiv bekjempes ad kjemisk vei

- *Bekjempelse med biocider*
- Bekjempelse ved laborering med næringstilgang P/N forhold

4.4.1 Bekjempelser av krypsiv med biocider er så vidt vites ikke utprøvd i naturen her til lands, og berøres ikke nærmere.

4.4.2. Bekjempelse ved laborering med næringstilgang, er forsøkt både i laboratoriet og i feltforsøk. Foreløpig (frem til 2013) er resultatene uavklarte til negative med hensyn på å hindre krypsivvegetasjon, men vekting av metodikk tas med for helhetens del.

Fordeler

- Krever ikke eller ubetydelig grad av tekniske inngrep i eller langs vannforekomsten
- Benytter naturlig forekommende forbindelser som ikke gir grunnlag for direkte forgiftningseffekter men hvor effekten avtar ved oppbygging av plantemateriale og ved fortynning ned til bakgrunnsverdiene
- Bør ha liten effekt på fauna, men sekundæreffekter kan virke inn, jf under.

Ulemper

- Fordrer tilførsel av næringsstoffer som vil kunne gi grunnlag for eutrofieringseffekter om benyttet i særlig stor grad. Slike effekter vil være forekomst av påvekstorganismer, oppblomstring av blågrønnalger, økt innslag av trådformede grønnalger, endring i plantesamfunn om benyttet over tid
- Forutsetter utslipp av forbindelser som ellers er gjenstand for omfattende tiltak for å redusere utslipp av.

Erfaringer: Det var ved NIVA (jf Kaste et. al. 2007 og 2011) man under forsøk i annen forbindelse, oppdaget at bestanden av krypsiv i et forsøksvann (Nedre Lundetjern) var vesentlig redusert etter tilførsel av fosfor. Senere forsøk på å replikere effekten var mislykket, og mekanismene bak den innledningsvis positive reduksjonen av krypsiv fremstår ikke som endelig forklart. Senere, omfattende laboratorieforsøk hvor krypsiv er utsatt for laborering med N og P nivå gav heller ikke indikasjoner på et – for krypsiv – særlig kritisk N/P forhold/nivå (Fosholt-Moe, T. 2012).

Særlige undersøkelser: I regi av Universitet i Agder ved professor i biologi Dag Olav Andersen foregår p.t. forskning på laborering av jernforbindelser for via jernforbindelser endre tilgangen på fosfor og derved påvirke oppslag av krypsiv. Data ikke tilveiebrakt p.t.

4.5. Biologisk bekjempelse – hvor krypsiv bekjempes ved bruk av andre organismer

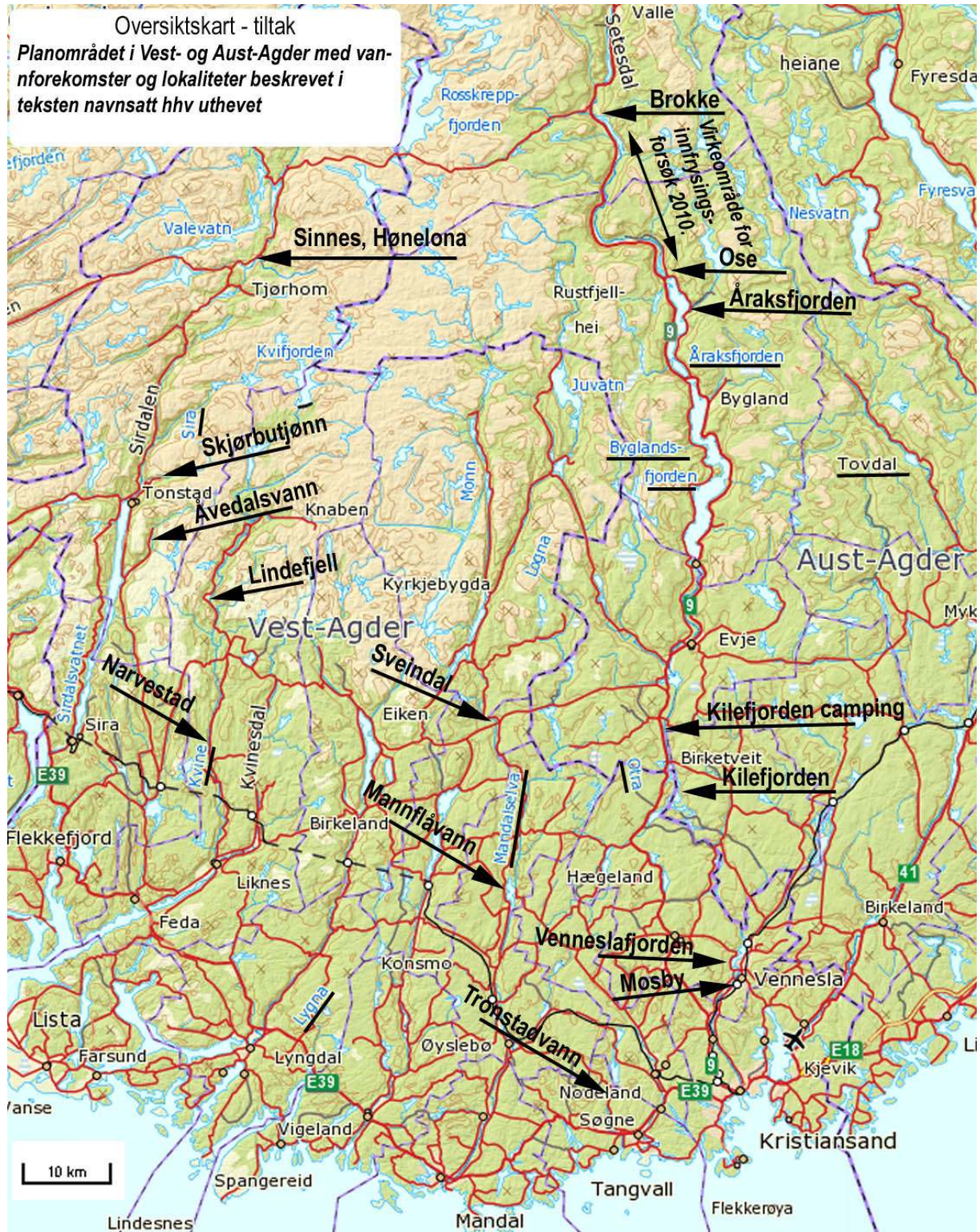
- *Bekjempelse ved bruk av plantespisende fisk eller andre organismer*
- *Bekjempelse med parasitter, sopp eller virus.*

Best kjent i denne sammenheng er kanskje utsetting av gresskarpe (*Ctenopharyngodon idella*) for bekjempelse av uønsket vannvegetasjon. Denne arten, opprinnelig fra øst-asia er introdusert til en rekke land, inkludert Danmark og Sverige. I USA benyttes stedvis særskilt behandlet steril gresskarpe til vegetasjonskontroll etter krav fra EPA.

Biologiske metoder er ikke tatt i bruk her til lands i forbindelse med krypsiv, og er kun listet opp for helhetens skyld.

5. Undersøkelse av skader ved krypsivtiltak: vassdrag - tilnærming - metoder

Kartet under viser områder referert til i denne studien, uten at påtegningene er uttømmende. Ved spørsmål om særlige lokaliteter vises til eventuelle særdokumenter, jf litteraturlisten, eller til forfatter.



Som fremgår av kapittel 4, er det et ikke ubetydelig antall bekjempelsesmetoder som er benyttet og kan benyttes ved tiltak mot skadevekst av krypsiv.

Som siden fremgår av underkapitlene til kapittel 4, så vil hvert enkelt krypsivtiltak kunne utløse flere skadevirkninger på miljøet. Mange av skadevirkningene går igjen ved flere metoder, så som partikkelforurensning ved spredning av mudder fra krypsivrensning, drift av krypsiv og deler av krypsiv som del av opprensningen, og skader på bunntopografi og substrat på elve- og innsjøbunn. Ut fra det konglomerat av metoder, virkninger og skadevirkninger som kapittel 4 tillater identifisert, så er *et utvalg antatt viktige potensielle skadevirkninger av krypsivtiltak gitt oppmerksomhet*. Det betyr at verken alle skadevirkninger av krypsivtiltak som helhet, eller alle skadevirkninger av et utvalgt krypsivtiltak er undersøkt, men at de antatt viktigste skadevirkningene som samleggruppen "krypsivtiltak" kan utløse, er forsøkt undersøkt.

Bakgrunnen for en slik "bred" tilnærming, hvor det er skadevirkningen isolert, og ikke skadebildet fra det enkelte tiltak som beskrives, er at metodikken for å fjerne og/eller holde skadevekst av krypsiv i sjakk foreløpig ikke er endelig fastsatt til en eller noen få metoder. I situasjonen man er i pr 2014, er det derfor viktig å se bredt på hvilke skadevirkninger man vil kunne finne tilknyttet de forskjellige bekjempelsesformene, for å kunne legge også disse vurderingene til grunn i en vektning av de forskjellige tiltakenes egnethet og virkning på sikt, også om nye tiltak med annen mekanisk/hydrologisk tilnærming kommer i betraktning.

I det følgende listes undersøkte skadetema opp, idet detaljering og metoder gjenfinnes i kapittel 5.1 – 5.7. Nummerering under henviser til delkapittelnummer.

1. Kjøreskader i elvekant og på elvebunn som følge av krypsivtiltak til skade for naturlig elvebunn/elvemiljø/substrat
2. Skadevirkninger på elvebunn eller innsjøbunn etter graving/harving/spyling eller annen mekanisk behandling for fjerning av krypsiv.
3. Rék/transport/driv av avrevet/klippet krypsiv til skade for strandsoner og gruntvannsområder nedstrøms og til fare for nyetablering/spredning av krypsiv
4. Metanproduksjon og/eller andre skadevirkninger av deponering/lagring/mellomlagring av oppgravet krypsivmateriale på land*
5. Økt oksygenforbruk/oksygensvinn/biotopødeleggelse av bunnområder i innsjøer og terskelbasseng/dype elveloner som følge av stor inntransportering av krypsiv-plantemateriale og/eller krypsivmudder (=organisk sediment) fra opprensningstiltak i rennende vannområder
6. Skadevirkning på elvebredd og strandsoner (erosjon) som følge av kunstig sterk isgang etter innfrysingsforsøk
7. Forurensning som partikkelforurensning av krypsivtiltak underveis (undersøkelse i sanntid)

* I punkt 4 gjelder situasjonen at metanproduksjon i innsjø sedimentene som IKKE tas opp på land forventes å utgjøre en langt mer potent metankilde regner pr kilo sediment enn metan fra landdeponiene/kompostering..

5.1 Undersøkelse av kjøreskader av i vannkant og sjøbunn fra krypsivtiltak

Dette temaet er undersøkt ved bruk av eksisterende dokumentasjon fra Venneslafjordprosjektet, som er det hittil største opprenskingsprosjektet av denne type gjennomført i Agderfylkene, regnet som uttatt mengde krypsiv/krypsivmudder. Siden maskinsituasjon, arbeidsperiode, situasjon, volum og kjørefrekvenser er godt kjent, er det mulighet for å estimere med rimelighet hvilke skader forskjellige belastninger og tiltak avstedkom på elvebredd og innsjøbunn, og virkningen av de avbøtende tiltak. Allikevel vil tilnærmingen bli omtrentlig og tilnærmende, da det ikke foreligger registreringer i forkant som viser tiltand å strandsone før tiltak og som gir direkte sammenlikning med bilder fra etter tiltak. I tillegg til dokumentasjon, herunder fotodokumentasjon og flybilder fra Venneslafjordprosjektet så er renskomårdene undersøkt på relevante punkter med båt eller ved vading fra land. Registrering med vannkikkert og dokumentasjon med undervannskamera er benyttet.

5.2 Skadevirkning på elvebunn/innsjøbunn av graving/harving/spyling med mer

Deler av dette temaet er undersøkt på samme måte og som del av tiltak 5.1. I tillegg er det foretatt egen før-etter undersøkelse av virkning av harving, hvor faste punkter er besøkt før og etter spyling med spesialmaskinen Truxtor (amfibieservice as) . Tilstand før og etter er notert og dokumentert med undervannskamera.

5.3 Rék/transport/driv av avrevet/klippet krypsiv til skade for strandsoner og gruntvannsområder nedstrøms og til fare for nyetablering/spredning av krypsiv

Dette temaet er dels tilnærmet ved bruk av rapport fra innfrysingsprosjektet i Øvre Otra 2011, dels ved befaring av elvebredd og loner langs Øvre otra for å avklare forekomst av avlagret krypsivrék fra dette store prosjektet, dels ved befaring av Otra i Evje for å avklare virkning av nylig gjennomføre klippetiltak, og dels ved befaring av Otra i Vennesla og Mandalselva i Marnardal for å avklare mengden av rék som avgis underveis i pågående krypåsivklipping og spyletiltak.

5.4 Metanproduksjon og/eller andre skadevirkninger av deponering/lagring/mellomlagring av oppgravet krypsivmateriale på land

Metangass kan dannes som biprodukt av anaerob nedbrytning av organisk materiale når oksygen ikke lenger er tilgjengelig for aerob nedbrytning. Gassen fra anaerob nedbrytning omfatter to hovedelementer, metan (CH_4) i typisk 50-55%, og karbondioksyd (CO_2) i 45-50%. I tillegg vil små volumer H_2S og andre gasser forekomme. Ut fra at man her ønsker klarlagt en gass som – dersom anaerob nedbrytningsprosess er aktiv – vil forefinnes i ganske store volumer, så er metodikken tilordnet å påvise eller ikke påvise metan, snarere enn å detaljere prosentvis forekomst. Temaet er tilordnet ved å undersøke mellomlagre av klippemateriale og gravemateriale fra krypsivtiltak fra 2010 til 2013 i Kristiansand og Vennesla kommuner. Det er boret gassbrønner ned i de større materialforekomstene av krypsivmateriale for uttak av gassprøve med sugerør. Fra disse er det tatt ut gass-samples som er fortynnet og så analysert på stedet. I de mindre mellomlagrene av klippet krypsivmateriale er benyttet gass-sonde for direkte testing av prøvegass. På de store materiallagrene er det også foretatt gassmåling nær overflaten av deponiene (bakkenær gass). Multigassmåler (*Industrial Scientific Instruments*) er benyttet for utlesing. Denne registrerer ned til 50 ppm metan (0,005%) og er vel egnet for slik analyse. Ut over testing for metan, er deponiene undersøkt visuelt for forekomst av sigevann eller annen forurensning.

5.5 Økt oksygenforbruk/oksygensvinn/biotopødeleggelse av bunnområder i innsjøer og terskelbasseng/dype elveloner som følge av stor inntransportering av krypsiv-plantemateriale og/eller krypsivmudder (=organisk sediment) fra opprensningstiltak i rennende vannområder

Temaet er viktig å avklare ut fra de forutsetninger vi har i vassdragene i Agderfylkene, og krever et minimum av ramme for forståelsen:

Det meste av vannforekomstene i Agderfylkene tilhører kategorien klar, svakt sur, næringsfattig. De er en effekt av hard berggrunn, lite næringstilsig fra feltet (dominerende arealer vil normalt være skog/myr/fjell) og lite lokal forurensning. Dette betyr samtidig at disse innsjøene normalt vil være i grad av likevekt hva gjelder organiske tilførsler, oksygentilgang og nedbrytningshastighet på en slik måte at *hele vannsøylen er oksygenert i akseptabel grad gjennom hele året*, ved at nedbrytningsaktiviteten på innsjøbunnen ikke forbruker mer oksygen enn at nivåene er akseptable også gjennom stagnasjonsperiodene. I denne situasjonen er hele vannvolumet tilgjengelig for høyere dyreliv, og nedbrytningsaktiviteten foregår gjennom hele året. Dette betyr allikevel ikke at ikke oksygenforbruk i dyplagene kan avta i slik grad at disse er mindre egnede for aure og andre oksygenkrevende organismer sent i stagnasjonsperiodene, men at både mikro og makrofauna så vel som miljøet av anaerobe nedbrytere er intakt gjennom året.

Dette bildet avviker sterkt fra hva man finner i mange eutrofe innsjøer, hvor tilførsel til og/eller primærproduksjon i innsjøen gir grunnlag for stor nedbrytningsaktivitet på innsjøbunnen og fare for oksygensvinn under sommer og/eller vinterstagnasjonen.

Dersom en innsjø i Agder med oksygen/nedbryterlikevekt gjennom året gjøres gjenstand for økt tilførsel av lett nedbrytbart materiale, enten tilført som organisk stoff utenfra eller som følge av organisk produksjon i innsjøen følgende økt næringstilgang, så vil det økte behovet for oksygen fra nedbrytningsaktiviteten (oksyderende bakteriell nedbrytning) lede til fallende oksygenivåer gjennom stagnasjonsperiodene, inntil et nivå hvor oksygensvinn oppstår og anoxisk og deretter anaerob nedbrytning overtar. Hvor sulfat er tilgjengelig vil sulfatreduserende bakterier overta nedbrytningsprosessen, med H₂S som karakteristisk og ytterst giftig biprodukt fra nedbrytningen, uten sulfat anoksisk nedbrytning til CO² og metan

Overgang fra en sunn innsjø med akseptable oksygenivå i hele vannsøylen hele året, og til periode med oksygensvinn under stagnasjonsperioder sommer og vinter, og eventuelt med effektene av H₂S forgiftning i tillegg, medfører flere negative virkninger;

- Redusert del av innsjøene egnet for høyere dyre og planteliv pga oksygensvinn i dype lag
- Redusert nedbrytningskapasitet i innsjøen som sådan, da sjøbunnen deler av året ikke tillater oksygenbasert nedbrytning. Dette medføre lavere nedbrytningshastighet enn under oksygentilgang, og derved en akkumulering av ikke-nedbrutt materiale.
- Avgivelse av metan, en potent drivhusgass, som hovedprodukt av nedbrytningen under anoksiske forhold.

Som fremgår over, vil en innsjø som første gang går inn i situasjon med oksygenfrie forhold i bunnlagene, potensielt være på vei inn i en ond sirkel. Dette fordi det oppstår oksygen gjeld ved at det avlagres lett tilgjengelig (lett nedbrytbart) materiale som grunnet lavere nedbrytningshastighet under anoksiske forhold ikke har latt seg nedbryte i takt med tilførselen. Dette materialet utløser oksygenkrav fra nedbryterene når oksygen igjen gjøres tilgjengelig (vår/høstomrøring eller vindomrøring), samtidig som det ordinære nedbrytningsbehovet fra årets produksjon av organisk materiale også krever oksygen. Til sammen blir dette for mye å bryte ned før neste stagnasjonsperiode inntreffer, og man vil se en situasjon med årviss oksygensvinn under stagnasjon og økende metanproduksjon fra sedimentene.

Ut fra ovennevnte vil det være svært ønskelig å avklare om krypsivtiltak kan igangsette forflytning av så store mengder krypsivmudder fra elv til innsjø at det bidrar til overbelastning av nedbrytningskapasiteten (mot oksygensvinn) i de bunnområder hvor de avsettes.

Temaet er undersøkt i flere vannforekomster, fordelt på Otravassdraget, Mandalsvassdraget og småvann i Sirdal samt kontroll i Tronstadvann i Lundeelv-vassdraget (Søgne/Songdalen). I disse vassdragene er en eller flere vannforekomster som vil ha mottatt sediment og krypsivrék fra lokale og/eller oppstrøms krypsivtiltak undersøkt i dypere område (fastslått ved bruk av ekkolodd) og, for større forekomster, nærmest innløpsos (= forventet "landingsplass"/sedimenteringsområde for strømtilført materiale fra opprenskingsområdene).

Innen hvert relevant område er det først senket ned en multiparametersonde (Sonde for sanntid.-avlesning av flere vannkvalitetsparametre og som kan sendes ned til større dyp), i dette tilfellet en HydroLab Minisonde 4a med Surveyor 4 PDA for å innhente data over oksygen, temperatur og RedOx forhold fra dyplag til overflate (fullsøyleundersøkelse) for å avklare eventuell situasjon med forøkt oksygenforbruk nær bunn.

Etter at fullsøylemåling er utført, er det sendt ned bunngrabb for opphenting av sedimentprøve og vurdering av innslag av krypsiv/planterester på sjøbinnen.

Avslutningsvis er det sendt ned fjernstyrt kamera for å skaffe informasjon om sjøbunnens tilstand visuelt og i forhold til synlig avlagret materiale.

I laboratoriet (Terrateknikk lab) er sediment analysert for tørrstoffinnhold, og det er så tatt ut sedimentprøve som så er homogenisert i BOF fortynningsvann før det er foretatt BOF₅-analyser iht. standard prosedyre for BOF₅. BOF (Biologisk OksygenForbruk 5 dager) er den mest egnede analysen for å indikere hvorvidt prøvemateriale vil utløse stort eller lite oksygenforbruk når gjort tilgjengelig for nedbryterene.

Selv om BOF₅ er den mest direkte beskrivende analysen når det gjelder å fastslå hvorvidt et materiale har potensiale til å gi opphav til stort oksygenforbruk, er det en ressurskrevende analyse å kjøre både i forhold til laboratorietid, krav til presisjon og repliserbarhet og ikke minst i tid (BOF₅ betyr 5 døgns innkuberingstid før avsluttende oksygenmåling). Dette er en av årsakene til at prøvene samtidig analyseres for KOF (Kjemisk OksygenForbruk). Dersom innsjøsedimentene ikke varierer for mye, vil man kunne etablere en omtrentlig faktor BOF:KOF som eliminerer behovet for hyppig kjøring av BOF til fordel for KOF kjøring for rutinemålingene. KOF analysen er til sammenlikning enkel og rask (3-4 timer).

For KOF analyse ble uttak fra sedimentprøven homogenisert med avionisert vann. Standard reaksjonskuvetter (*Hanna Instruments*) er benyttet, sammen med *HACH* KOF reaktor og *HACH* fotometer for avlesning.

For å etablere sammenlikningsgrunnlag for disse analysetypene (BOF + KOF) i krypsivbelastede vannforekomster kontra ikke-krypsivbelastede vannforekomster, ble det gjort identisk sjøundersøkelse i Tronstadvann, Søgne og Songdalen kommuner.

Måling av BOF₅ og KOF i sedimenter i lab er valgt som tilnærming for å komme nærmere hvor mye belastning overflatesedimentene kan utgjøre på innsjøbunnen. Tradisjonelt gjøres dette ved nedsenking av BOF kammerer for in-situ måling, noe som utgjør en ressurskrevende metode med betydelige feilkilder, især hva gjelder måling på noe sjødyp av betydning, og derved mindre egnet for et omfattende men ressursmessig begrenset prosjekt som denne studien utgjør.

5.6 Skadevirkning på elvebredd og strandsoner (erosjon) som følge av kunstig sterk isgang etter innfrysingsforsøk

Denne problematikken er undersøkt ved å befare enkelte utsatte elvesvinger og oppstuvningsområder i Øvre Otra, som typisk vil ha vært utsatt for innfrysingsforsøket i Øvre Otra 2011.

Områder er vurdert visuelt og typeområder og observasjoner samt funn er GPS logget og fotografert.

5.7 Forurensning som partikkelforurensning av krypsivtiltak underveis (undersøkelse klipping og harving av krypsivområde i sanntid).

Problematikken er undersøkt ved å ta vannprøver oppstrøms og nedstrøms elvestrekning som var under klipping og hvor aktivitet hadde pågått slik at modifisering av vannfasen vil ha funnet sted dersom tiltaket har slike virkninger.

Vannprøvene er tatt til laboratoriet (Terrateknikk lab) og analysert for turbiditet og, for et av prøvesettene, også for totalt suspendert stoff (TSS).

6. Resultater

I dette kapittelet presenteres resultatene av undersøkelsen i henhold til problematikk og metoder beskrevet i kapittel 5. Nummerering er harmonisert (kap. 5.1 > resultat i 6.1).

6.1 Undersøkelse av kjøreskader i vannkant og sjøbunn tilknyttet krypsivtiltak

Dette temaet er undersøkt ved bruk av eksisterende dokumentasjon fra Venneslafjordprosjektet, som er det hittil største opprensingsprosjektet av denne type gjennomført i Agderfylkene, regnet som uttatt mengde krypsiv/krypsivmudder. Siden maskinsituasjon, arbeidsperiode, situasjon, volum og kjørefrekvenser er godt kjent, er det mulighet for å estimere med rimelighet hvilke skader forskjellige belastninger og tiltak avstedkom på elvebredd og innsjøbunn, og virkningen av de avbøtende tiltak. I tillegg til dokumentasjon, herunder fotodokumentasjon og flybilder fra Venneslafjordprosjektet så er renskområdene undersøkt på relevante punkter med båt. Registrering med vannkikkert og dokumentasjon med undervannskamera er benyttet.

Tilnærming: Opprenskingstiltakene ved Venneslafjorden er representative for den måte opprenskingstiltak med konvensjonelle maskiner kan forventes å bli utført, og prosjektet dekker både drift på tørrlagt sjøbunn og på vanddekket areal. Kort beskrives areal, maskintype, gjennomføring, avslutning og tilstand i dag før virkning av tiltakstypen konkluderes.

Påvirket område: Renskområdene omfattet en serie forskjellige avsnitt langs Venneslafjordens østside og sørside.

Maskiner: Gravearbeidene ble utført med standard beltegående gravemaskiner av størrelse 20-30 tonn (= rekkevidde-radius inntil 10 meter), jf foto neste side. I tillegg ble det en periode i 2010 mobilisert en 40 tonn Caterpillar lang-arm maskin med 20m arbeidsradius benyttet. Uttransport av gravemasser ble utført med dumpere (sekshjulet terrenggående hengslet lastebil med trekk på alle hjul).med kasse med stengbar port.

Oppgravet materiale ble enten transportert ut på landbruksareal for umiddelbar benyttelse, lagt i mellomlager for senere uttak eller i tilrettelagt grop for kompostering. Grunnet uttatt volum er et relativt stort antall avlastingsplasser benyttet.

Med unntak av mellomlagre/komposteringsområdene, var det i hovedsak ikke behov for å tilordne nevneverdig veiadgang ut i fjordbassenget fra land. Både beltemaskinene og dumperene klarte dette på egen hånd. Eneste strekning som behøvde særlig tilrettelegging var tiltaksområde Støa Nord og mot Venneslaheimen, hvor stor stein i kjøreområdet langs vannkanten måtte flyttes for å tillate dumperen å komme forbi.

Tilstand før tiltak:

Før tiltak fremsto de berørte strandsonene som naturlig vegetert kantsone mot innsjø. Tørrmarkvegetasjon i hovedsak helt ned til vannkant, hvor det vekslet mot halofytter og etter få meter krypsivvegetasjon og mudderlag. I de aktuelle områdene var innslag av ren bunn med sandflater og botnegras allerede fraværende til fordel for mudderflate og krypsiv. Et unntak var i sør (Moseid-vest). Her var gravemassene fra senking av utløpet av Venneslafjorden (2008) benyttet til å etablere en lang sandstrand. Krypsivtiltakene benyttet denne stranden som basis for utkjøring av maskiner på bunnen. Innledningsvis var altså denne sonen ren sand hva gjaldt massene nærmest land, men vekslet mot mudder av betydelig mektighet samt krypsiv straks utenfor sandfronten.

Gravetiltakene ble utført årene 2009 og 2010 med en tiltaksperiode på under 2 uker (5+5 dager) hver gang. Innsjøen ble senket så mye som drift på kraftverk ved minstevannføring klarte å skape. I 2009 ødela sterk nedbør hele sommeren mye av denne effekten, og driften ble omtrent som drift med innsjøen i vanlig sommervannstand, mens drift året 2010 var vellykket i og med normal sommervannføring og en effektiv senking av innsjøen på ca 1.4 meter i forhold til alminnelig vannivå. Dette reduserte tilslamming og økte effektiviteten – målt som mengde oppløst krypsivmudder – svært betydelig.



Tilstand under tiltak:

Gravearbeidene medførte begrenset tilslamming i 2010, da værforholdene tillot ønsket senking av fjorden. Da jobbet maskinene tilnærmet tørt, jf foto under, noe som ikke gir opphav til nevneverdig suspensjon av finstoff til vannmassene. Derimot observeres sterk tilslamming i år med mye nedbør og derav stor vannføring. Dette både fordi senkingen av fjorden ikke var mulig i samme grad, og fordi nedbør medfører vanntransport som overflateavrenning over renskområdene og ut i vannmassene. Det ble imidlertid ikke meldt om synlige negative virkninger (påvirket eller død fisk eller andre vannorganismer) nedstrøms tiltakene.

Tilstand etter tiltak:

Etter avsluttet tiltak ble en siste dag benyttet til stenging av komposteringsområder og mellomlagre, arrondering av kjørebane og generelle avbøtende tiltak, før vannstanden ble løftet tilbake til normalvannstand i fjorden. Siden arbeidene ble utført med tanke på å tilrettelegge fjordbunnen i tiltaksområdet for større selvrensing enn før, var store mengder synketømmer, avfall og stein fjernet fra innsjøbunnen, og det var en jevnere bunn som ble etterlatt etter tiltak, jf foto under.

Gravingen ble, hvor mulig, utført ned til naturlig bunn, som i de aktuelle delene av Venneslafjorden er en slags siltig sand, jf foto under. Et minimum av restmateriale gjorde imidlertid at det fort forekom et tynt lag organisk oppå dette. Først og fremst var dette tilfellet ved Moseidmoen, hvor store mektigheter av mudder utenfor maskinenes rekkevidde bidro til at rensket område var dekket av tynt mudderlag også etter tiltak. Strandsonen hvor denne var ødelagt av belting og kjøring, ble raskt vegetert og flybildene tatt fra året etter tiltak viser små spor av den omfattende anleggsvirksomheten året før, jf flyfoto fra 2011 på neste side.

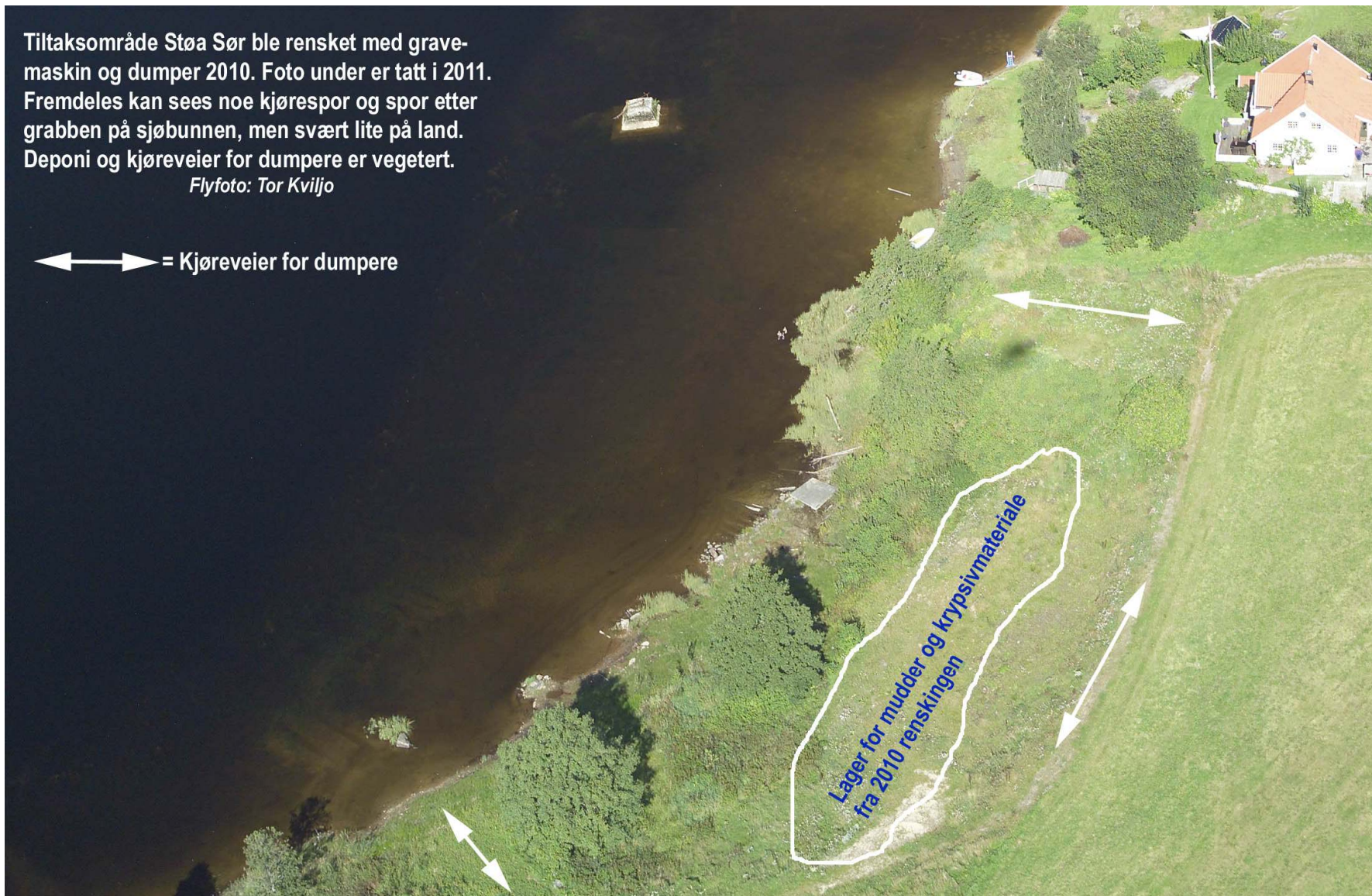


I 2014, dvs fire år etter tiltak, er det ikke mulig å se spor etter maskiner i vannkant eller ut på flatene rensket med maskiner, jf foto til v fra Støa Sør september 2014.

Tiltaksområde Støa Sør ble rensket med grave-
maskin og dumper 2010. Foto under er tatt i 2011.
Fremdeles kan sees noe kjørespor og spor etter
grabben på sjøbunnen, men svært lite på land.
Deponi og kjøreveier for dumpere er vegetert.

Flyfoto: Tor Kviljo

↔ = Kjøreveier for dumpere



6.2 Skadevirkning på elvebunn/innsjøbunn av graving/harving/spyling med mer

Deler av dette temaet er undersøkt på samme måte og som del av tiltak 6.1. I tillegg er det foretatt egen før-etter undersøkelse av virkning av harving, hvor faste punkter er besøkt før og etter spyling med spesialmaskinen Truxtor (amfibieservice as). Tilstand før og etter er notert og dokumentert med undervannskamera.

Oppgraving av krypsiv/krypsivmudder fra vannforekomstene.

Denne tiltakstypen vil kunne utløse meget forskjellige skadevirkninger avhengig av om tiltakene gjøres i (hurtig-) rennende vann eller stillevannsområder. Bakgrunnen for dette er forskjellen i historikk og prosesser bak dannelse av bunnmateriale/naturlig bunnsubstrat.

- I rennende/strømmende vann vil bunnsubstratet være resultat av kombinasjon av tilførsel av strømtransportert materiale og den sortering, utvasking og flomrensning som bunnmaterialet stadig utsettes for.
- I stillevannsforkomster (innsjøer/elveloner/terskelbasseng) vil bunnsubstratet avspeile det materialet bassenget opprinnelig ble etablert i + den sedimentasjon bunnen etter dette er utsatt for. Det betyr at den uorganiske komponenten i bunnsubstratet normalt er langt mindre modifisert i stillevannsforkomsten kontra i strømmende vann, men til gjengjeld ofte vil vise en betydelig mer omfattende avsetningshistorikk hva gjelder organiske avsetninger og eventuell fine uorganiske avsetninger.

Det er især *gravetiltak* som har potensiale til vesentlig å medføre vesentlig skade ved krypsivtiltak, og da særlig ved graving i strømpregede områder. Dette fordi gravearbeider for fjerning av krypsiv og krypsivmudder kan medføre at også naturlig og ønsket bunnsubstrat blir gravet opp og fjernet fra elvebunnen. Det er især tap av gytegrus som her vil kunne være kritisk, men generell tap av grovere grus og grovere sandfraksjoner vil i de aller fleste tilfeller utgjøre en uønsket endring av bunnsubstrat i vannavsnitt. Dette dels ut fra verdien av grus og grov sand som stabiliserende bunnlag, dels verdien av materialet som selvrensende substrat med gode hydrauliske egenskaper i å være selvrensende mot fremtidige pålagringer, og dels i egenskap å utgjøre viktige leveområder for bunndyr tilknyttet strømmende vann.

Det ble ikke registrert bruk av gravende redskap i rennende vann siste år som egnet seg for å kontrollere problematikken over, og undersøkelse av skadevirkningen ved gravende redskap er ut fra dette konsentrert slik:

- Vurdere skadevirkningene av oppgraving av krypsiv/krypsivmudder fra bunn av Venneslafjorden
- Vurdere skadevirkning av harving av krypsiv i strømmende vann i Otra ved Evje og strømsone i Venneslafjorden.

I Venneslafjorden viste bunnundersøkelsene før krypsivtiltak ble igangsatt, at naturlig bunnmateriale besto av siltig, kleberig materiale av betydelig mektighet. Over dette varierende men til dels store ($\Rightarrow 0,5\text{m}$ tykkelse) lag av organisk materiale som følge av avlagring av krypsivmateriale og fanging av organisk materiale i flere tiår. Det ble registrert til dels stort innslag av rék av treverk, synketømmer og avfall på sjøbunnen i renskområdet, og

på enkelte lokaliteter også stein av varierende størrelse, mens sand og grusinnslag var fraværende.

Opprensningen ble gjennomført med beltemaskiner med knivskjær, og det fremsto som om maskinførerne i rimelig stor grad kunne føle overgangen mellom organisk materiale som skulle graves vekk, og det fastere naturlige bunnmaterialet av silt som skulle være tilbake, jf foto. I tillegg gjør den betydelige bredden av knivskjæret på skuffen, at man vanskelig kan skape dype sår eller brudd i substratet dersom man bruker begrenset trykk på skuffen. Derimot vil en slik redskap uvegrelig fjerne små strukturer som måtte være på innsjøbunnen. I den situasjon gravearbeidene ble gjennomført under ved Venneslafjordprosjektet, var naturlig/opprinnelig bunn skjult under tykke lag med mudder og med krypsivvegetasjon og muligheten for maskinfører på noe måte å oppfatte naturlig bunntopografi før grabben senkes ned var ikke tilstede. Hva gjelder fremmedmateriale, rek og stein på sjøbunnen, så ble dette i sin helhet fjernet som et planlagt tiltak for å gi strømkreftene som tidvis har virkning gjennom fjorden best mulighet til å føre ut sediment, noe som effektivt hindres om bunnen er oversådd med vannbremsende innslag.



Resultatet i Venneslafjorden var at gravearbeidene ikke synes å ha skadet naturlig bunn i noen grad *i forhold til hva som forundersøkelsene viste var naturlig bunnlag under krypsivbestandene* og antatt naturbunn før krypsiv etablerte seg. Her skal det vektlegges at bunnen i Venneslafjorden er særlig egnet til denne formen for rensking, da det her ikke forekommer noe tynt, lett ødeleggbart naturlag under krypsivmaterialet som må hensynstas under gravearbeidene, men isteden en bunn av ganske enhetlig jevn siltflate. I strømmende vann og innsjøområder hvor tynne topplag kan forventes, må man også påregne at faren for skade som følge av krypsivtiltak ved graving, er betydelig større enn i Venneslafjorden.

Harving/spyling

Disse behandles felles, da virkemåte for begge er at de medfører sterk omrøring av øverste cm av bunnmateriale og suspenderer dette, men ikke frakter/graver dette ut av vassdraget.

Krypsiviltak i Otra ved Evje er over flere år utført med en kombinasjon av flytende maskiner, hvor rensking med Truxtor roterende og spykende bunnharv er et element. Denne maskinen ble i 2014 brukt på et flertall lokaliteter i Otra og også i Mandalsvassdraget, og utgjorde et egnet grunnlag for vurdering av virkning av harving.



Båtmontert, roterende, hydraulisk bunnharv til krypsivrensk. Harven henger i wirer fra davitene og kan senkes til ønsket dyp



Kilefjorden 3. september 2014; Roterende hydraulisk harv fra Amfibjeservice as rensker krypsiv ved Kilefjorden camping.

Da harven er montert på båt kreves et visst arbeidsdyp. Den roterende trommelharven senkes under arbeid ned til under skrogdyp, jf foto neste side.

Harven roterer i motsatt retning av båtens bevegelse og har som formål å rive med seg plantene som står igjen på bunnen etter klipping. Harven kompletteres med spylemunnstykker som bruker vann for å spyle løs materialet som holder rot på plass på innsjøbunnen. Med denne riggen arbeidende på/straks over sjøbunnen kjører fartøyet de samme stripene som på forhånd er klippet. På områder som er klippet foregående år, og hvor ny klipping vurderes ikke å behøves, så kjøres harven som separat tiltak.

Undersøkelser før og etter harving, viser at sjøbunnen bærer betydelige spor av behandlingen hvor substratet omfatter finpartikulært uorganisk materiale/silt, slik som sør i Venenslafjorden, og mindre påtagelige virkninger hvor substratet består av sand slik som ved Kilefjorden camping høyere opp i vassdraget. *Det er overveiende sannsynlig at virkningene av harvingen vil bli mindre ved økende korning/substratstørrelse, og dette utgjør et interessant moment i forhold til forsøk med denne typen redskap som krypsivtiltak og gyttegrusrensere i de strømmende områdene i anadrom sone i elvene.*

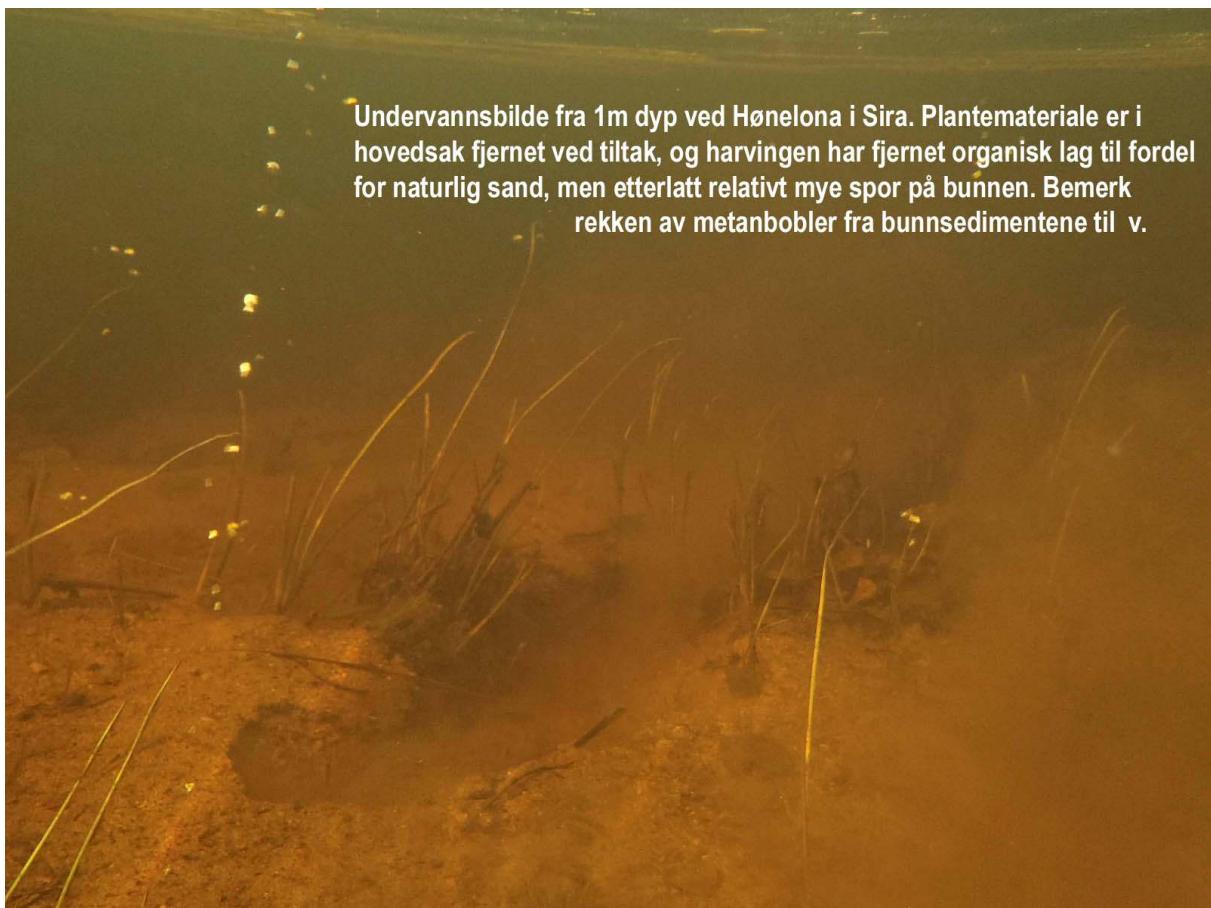
Harvingen kan gi opphav til massiv tilslamming, foto under. Graden av tilslamming vil variere sterkt med både innslag av mudder fra krypsivbestandene, og i hvilken grad naturlig bunnssubstrat er så finpartikulert at det kan suspenderes og gi tilslamming over tid.



Især på Moseidmoen fremstår bunnen etter arbeidene 2014 som relativt sterkt påvirket av spylingen, idet harven og spylingen har fremkalt omfattende erosjonsgroper i finmassene som utgjør naturlig bunns substrat. Tross dette står det igjen mye småplanter i harvet område, og det fremstår derved som om man på dette arealet fremprovoserer en erosjonsskadet bunn, men uten helhetlig fjerning av krypsiv som effekt.

I Kilefjorden fremstår virkningene langt bedre, og dette vurderes å kunne skyldes at bunnmaterialet her er sand, til dels ganske stabil, som ikke lar seg bringe i suspensjon over særlig tid. Derved er grunnlaget for erosjon begrenset til helt lokale forflytninger. Det ble ikke registrert erosjonsspor som kunne vurderes å ha noen form for permanent karakter, og virkningene av harvingen ut over fjerning av vegetasjon og mudder vil derfor naturlig være at også det som måtte være av dyreliv knyttet til bunnmaterialet fjernes effektivt. Virkningen av dette skal ikke overdrives ut fra at denne typen tiltak gjøres i begrensede arealer av store vannområder hvor kolonisering utenfra vil være rask og uttømmende.

Bildet under er tatt 30. oktober 2014 i Sira og viser bunn som er harvet tidligere på høsten. Bemerk den generelle uklarheten i vannet; denne er registrert i også andre renskede områder i minstevannføringsstrekningene, noe som tyder på at virkningen av omrøring av organisk sediment har virkninger over betydelig lengre tid enn bare tiltaksperioden og noen dager etter.



6.3 Rék/transport/driv av innefrosset/oppgravet/klippet krypsiv til skade for strandsoner og gruntvannsområder nedstrøms og til fare for nyetablering/spredning av krypsiv

Dette temaet er dels tilnærmet ved bruk av rapport fra innfrysingsprosjektet i øvre Otra 2011, dels ved befaring av elvebredd og loner langs Øvre otra for å avklare forekomst av avlagret krypsivrék fra dette store prosjektet, dels ved befaring av Otra i Evje for å avklare virkning av nylig gjennomføre klippetiltak, og dels ved befaring av Otra i Vennesla og Mandalselva i Marnardal for å avklare mengden av rék som avgis underveis i pågående krypsivklipping og spyletiltak.

Temaet er interessant ut fra minst tre problemstillinger:

1. Krypsivrék kan gi grunnlag for spredning og kolonisering av krypsiv på nye lokaliteter
2. Krypsivrék kan skylles opp på strender og inn i vann-bruksområder til skade for sportsfiske, bading og annen rekreasjonsmessig bruk av vannområdene.
3. Krypsiv fra krypsivtiltak kan synke ned på bunnen av innsjøen og utgjør problematikk i forhold til nedbryting og oksygenforbruk.

Punkt 3 behandles i kapittel 6.5, mens de to første punktene om spredning og avlagring i overflatevann/strand behandles i det følgende som hhv. 6.3.1. og 6.3.2.



Bildet over; rék av krypsiv fra rensktiltak har blåst med vinden inn i blant fast vegetasjon. Slike forekomster av fritt krypsiv kan drive rundt lenge i vannforekomstene. Bemerk at også flere frirenskede botnegrasplanter (med "tust" av hvite rothår) flyter med réket.

6.3.1. Vurdering om krypsivtiltak gir opphav til rék av krypsiv og fare for spredning.

Basis for slik vurdering er at krypsiv har evne til å leve over og under vann, kan formere seg kjønnnet/ved frøsetting (landformen) og ukjønnnet/vegetativt (vannformen). Ved sistnevnte kan vannformen av krypsiv spre seg ved at vitale plantedeler føres med strøm til nye, egnede vokseplasser og danner røtter, eller ved at frigravede småplanter strander og etablerer seg på nye steder. Krypsivtiltak som gir økt mengde vitale plantedeler fritt i vannmassene, vil således bidra til økt utbredelse av krypsiv i tilgrensende og nedstrøms vannområder.

Det er her viktig å ta i betraktning litt om spredningen av krypsiv generelt i vassdragene i Agder. Alle som har drevet undersøkelser i de krypsivskadede vassdragene i Agder i noen grad, vil ha merket seg at rester av krypsiv ofte gjenfinnes som rék i busker og kratt og liggende i flomsonen. Ut fra dette kan det være naturlig å anta at løsrevet krypsiv i transport i vassdraget er en vanlig foreteelse, som finner sted uansett om det foregår klipping/graving eller andre krypsivtiltak oppstrøms. Etter Terrateknikk sin erfaring, er det imidlertid lite driv å finne av krypsiv i vassdragene under de lavere og midlere vannføringene. Det er gjerne under flom og formodentlig under isgang at noen grad av løsring og forflytning av krypsiv finner sted uten hjelp utenfra. I slike situasjoner – med høy vannhastighet over tid og i et vannverrsnitt større enn normalt – vil muligheten for løsrevet krypsiv til å lande på egnet bunn (0-3m normaldyp) og bli hengende fast/feste seg, være ganske begrenset. Dette materialet går tilsynelatende i hovedsak som overflatetransport, og vil ha en tendens til å strande eller henge seg fast i kvister og busker langs bredden. På grunn av at dette skjer når det er flom i vassdraget, vil både strandet materiale og materiale hengende fast i busker og kratt, være avsatt over normal vannstand og altså over den vannstand hvor krypsiv kan danne skadevekst. I hovedsak tørker dette materialet ut og dør.

Alle direkte mekaniske opprensningstiltak etter krypsiv gjøres på de lavere og midlere vannføringene i vassdraget, og det er Terrateknikk sin antagelse at materialet som frigjøres fra disse tiltakene, vil ha helt andre og langt bedre forutsetninger for å lande på egnet del av innsjø/elvebunn eller egnet del av strandsone, samtidig som tiltakene typisk finner sted i vekstsesongen, og åpner for at plantene kan etablere seg og feste seg før en periode (vinter) med redusert vekst. Ut fra dette er det Terrateknikk sin vurdering av skadevirkningen av løsrevet krypsiv fra graving, klipping og harving vil være vesentlig større enn sammenliknbar belastning avgitt under flom/som følge av flomriving av krypsiv. Denne vurderingen er også av betydning for bestemmelse av virkning av isrensning av krypsiv, hvor det igangsettes flomløft for riving og utspyling av materiale, og hvor altså medrevet krypsiv vanskelig kan avsette seg på bunnen, da isbundet krypsiv uvegrelig vil gå som overflatetransport og vanskelig kan strande på vokseområder under vann. I tillegg gjelder at tiltaket skjer på en kritisk periode for krypsiv (fare for frostskaade på plantevev). *Virkingen av frost mot krypsiv ville kunne forsterkes dersom man reduserte vannføringen i elva i noen døgn etter at flomløft+utspylingen hadde funnet sted, for å la frosten knekke mesteparten av potensielle krypsivanlegg avlagret langs bredden med før normalvannføring ble gjenopprettet.*

For å tilnærme problematikken om kring spredning av krypsiv fra tiltaksområder, kan man undersøke strandsone i og nedstrøms tiltaksområder for krypsivtiltak for å avklare om tiltaket produserer fritt krypsiv for transport videre med vind og vannstrøm.

Da det ikke så vidt vites ble gjennomført *gravetiltak* for opptak av krypsiv/krypsivmudder i 2014, ble denne tilnærmingen undersøkt med arkivmateriale fra 2010 og -11, mens virkning av klipping, harving og spyling kunne undersøkes under pågående tiltak ettersommeren 2014.

Virkning av oppgraving av krypsiv/krypsivmudder på spredning av krypsiv: Hva gjelder mekaniske tiltak med oppgraving av krypsiv/krypsivmudder, så er dette gjennomført i stor skala først og fremst i Venneslafjorden, og her er arkivmateriale tilgjengelig til å vurdere dette. Viktigst her er et betydelig billedmateriale hvor det er gode muligheter for å avklare forekomst av fritt plantemateriale i vannmassene.

Resultater: Fotomateriale fra arbeidene i Venneslafjorden i 2010 viser liten grad av fritt krypsiv på land/strandkant eller plantemateriale i drift på vann., jf foto under. Rék av krypsiv ville især vært synlig når maskinene var beltet ut av tiltaksområdet og ubrutt vannflate og pusset strandsone dominerer, men det fremstår som om lite krypsiv er frilagt. Resultatet er ikke så uventet når forutsetningene for opprensningstiltakene tas i betraktning; bruk av gravemaskin mot krypsiv har sin plass *der hvor krypsiv har eksistert så lenge og i slikt omfang at det er avsatt/dannet store mengder mudder/organiske avsetninger i basis av krypsivbestandene*. I disse fall er det ønskelig å fjerne både krypsiv og mudderet for å reetablere naturlig sjøbunn. Dette er tilfellet i nær sagt hele Venneslafjorden hva gjelder dyp<3m. Venneslafjordprosjektet 2009-10 var således et kombinert krypsiv og krypsivmudderprosjekt hvor det var prioritert å få ut de enorme mudderbankene etablert over naturlig bunn, sammen med krypsivmaterialet. Dette hadde som effekt at arbeidene omfattet oppgraving av *mudder og krypsiv* i blanding, alternativt *bare mudder*, men *aldri bare krypsiv*. Det betyr at plantematerialet ved oppgraving inngikk i et fastere materiale enn bare vann, og derved vanskelig bare kunne renne av og forsvinne til vannmassene. Billedmaterialet støttes en slik vurdering. I tillegg ble Venneslafjordprosjektet gjennomført med vannstanden senket. I 2010 ble dette oppnådd, noe som betydde at det var avvannet, halvfast masse med krypsiv som ble lastet opp. I 2009 ble imidlertid fjordsenkingen sabotert av enestående sterk nedbør, noe som holdt Venneslafjorden på normalnivå tross forsøkt på maksimal senking. Tross dette viser bildene også fra -09 ikke vesentlig økt rék av krypsiv i forhold til 2010.



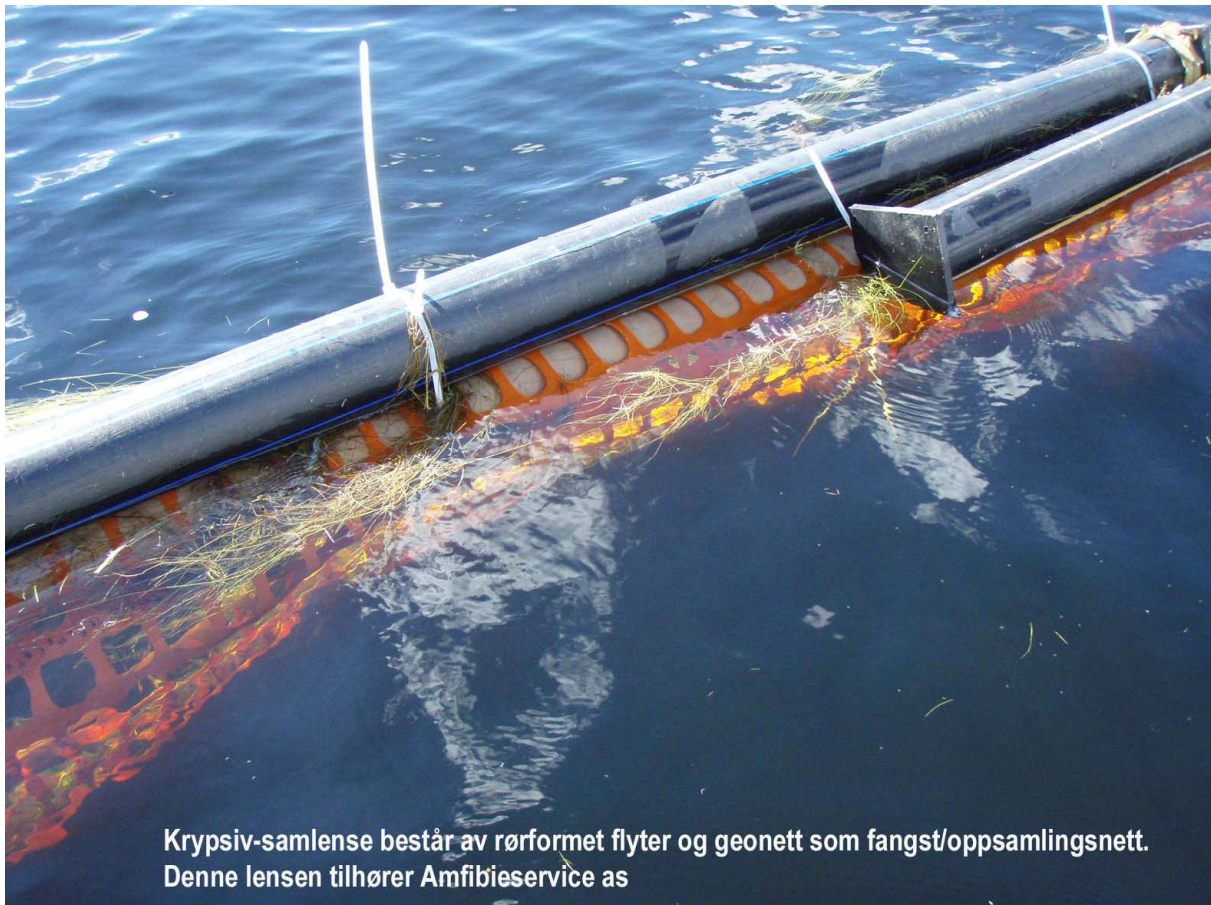
Virkning av klipping, harving og spyling av krypsiv på spredning av krypsiv: Problematikken ble undersøkt ved å befare strandsonene nedstrøms tiltaksområdene for å dokumentere eventuell drift av krypsivdeler med strømmen. Elvestrekninger i Mandalselva nedstrøms Sveindal, Otra nedstrøms Evje og Otra nedstrøms Venneslafjorden ble undersøkt i denne anledning. Undersøkelsene ble utført i perioden fra august til oktober 2014.

I tillegg ble det tatt på en lokalitet tatt kontakt med kraftverk nedstrøms tiltaksområdet for å avklare hvorvidt det der var registrert endring i omfang av krypsivrék på grindrenskeren.

Resultater

- Mandalselva nedstrøms Sveindal: Her var et elveområde nedstrøms bro for Rv. 42 under behandling med bunnharv. Undersøkelsene ble gjennomført i elvestrekningen 1 kilometer5 nedstrøms tiltaksområdet. I dette elvepartiet ble det registrert jevnt med driv av småplanter av krypsiv (hele planter, sannsynligvis spylt fri fra substratet) og plantedeler, jf foto under. Ut fra erfaringer med vassdragsarbeid i et flertall vassdrag i Agder, er vantransport av krypsiv i slikt omfang ikke normalt forekommende, og må nødvendigvis kunne tilskrives tiltakene.

- Otra ved Evje (Kilefjorden camping). Her ble vannområder utenfor campingen behandlet med klippende og harvende redskap. Det ble observert mye fritt krypsiv flytende i strandsonen nær tiltaksområdet. Her var det imidlertid spent over en lense med plastnett i en typisk drivbuktt nedstrøms tiltaksområdet, jf foto under og neste side. Terrateknikk var med Amfibieservice bort til denne delen av anlegget. Det fremsto som om denne lensen var fornuftig og kraftig utformet og hadde god funksjon i å oppsamle krypsivrék fra tiltakene.



Krypsiv-samlense består av rørformet flyter og geonett som fangst/opsamlingsnett. Denne lensen tilhører Amfibieservice as



Samlelense for oppfangning av krypsivrék er spent opp i Kilefjorden september 2014 for arbeidene til Amfibieservice as.

- Otra i Venneslafjorden. Her ble det ettersommeren 2014 rensket et antall områder ved klipping og harving. Tiltakene medførte relativt store mengder småplanter av krypsiv og deler av krypsiv. I tillegg ble det observert en del oppharvede planter av botnegress, jf foto neste side. Det ble etablert en kontrollstrekning langs sørsiden av Venneslafjorden (Moseidmoen Vest) for å overvåke endring i mengden rék av krypsiv på bredden. I tillegg ble relevante områder langs Venneslafjorden befart forut for, under og etter tiltakene.

Undersøkelsene viste jevnt og lokalt omfattende rék av krypsiv på kontrollstrekningen gjennom tiltaksperioden i forhold til tilstand før tiltak ble igangsatt. Mer overraskende var at det ble observert også ikke ubetydelige mengder krypsiv i drift på fjorden og avsatt i vannkanten også ved siste undersøkelse av kontrollstrekningen den 11. november 2014, dvs flere uker etter at opprenskingsarbeidene var avsluttet.

Dette tilsier at oppriving/frigivelse av krypsivvegetasjon kan ha effekt til fordel for spredning i *ikke ubetydelig tid etter at tiltaket er avsluttet*. Dette kan forklares med at ansamlinger av flytende plantemateriale føres dels med strøm, dels med vind og midlertidig kan strande ved fallende vannstand, for så å bli ført på drift igjen ved neste periode med økt vannstand/flo. I og med at krypsiv lever utmerket også fritt i vannmassene, reduserer dette formodentlig ikke vitaliteten vesentlig med hensyn på å utgjøre grunnlag for kolonisering av nye leveområder.

Dette forholdet vil ikke gjelde spesielt for harving/klipping, men formodentlig i samme grad for alle mekaniske tiltak som eterlater krypsiv fritt og flytende i vannmassene.



I Venneslafjorden var det for 2014 tiltakene planlagt å spenne over lense av samme type som nyttet i Kilefjorden, jf forrige punkt, for oppsamling av krypsivrék fra klippe- og harvetiltakene.. Grunnet sterk strøm på planlagt samleområde gikk man imidlertid bort fra dette, og rék fra tiltakene som ikke umiddelbart ble samlet opp av klippemaskin eller på annen måte, ville derved kunne føres fritt ut i Otra.



Utløpet av Venneslafjorden 3. oktober 2014: Det ble forsøkt montert lense for oppsamling av krypsivrék fra klippe- og harvetiltakene, men strømmen var for sterk og arbeidene ble utført uten lense for å fange opp fritt materiale

For å få klarhet i om mangel på oppsamlende lense førte til merkbart tap/rék av krypsiv ut av Venneslafjorden, kontaktet Terrateknikk driftsansvarlig ved Hunsfos kraftverk, som eies av Agder Energi Vannkraft as. Det ble herfra opplyst at klippingen og krypsivtiltakene i Venneslafjorden hadde kortvarig vært høyst merkbare for kraftverket idet driften på Hunsfos Kraftverk vest måtte reduseres da krypsiv avlagret seg på grinden i så stor grad at driftsvannet til turbinene ble redusert og pådraget på maskinene måtte tas ned.

Etter denne episoden økte Agder Energi tilsynet ved grindrenskerene på begge kraftverk, jf foto neste side, og materialet fra krypsivtiltakene i fjorden som ble ført med strømmen til vestre kraftverk, ble fanget på grinden, rensket på land og derved i noen grad samlet opp før det gikk ut i elva. Oppsamlet krypsiv ble kjørt til kraftverkets lagringsplass for organisk rék og llagt i åpen kompost ved Steinsfoss. I perioden hvor opprensingen i fjorden pågikk, ble imidlertid kjøring av kraftverk øst prioritert over kjøring av kraftverk vest. Det nyere kraftverket i øst har større spileavstand på grinden, og driftsansvarlig for verket opplyste at man derved på det østre kraftverket kunne unngå tilstopping av grinden med krypsiv ved å kjøre grindrenskeren opp og ned og på den måte frigjøre/slippe gjennom krypsiv fra spilene. Materialet gikk derved gjennom turbinene og videre ut i Otra nedstrøms verket. Dette er forståelig fra kraftverkets side, men vil ha medført at mye krypsiv gikk ned til Nedre Otra.

Hunfos kraftverk - Agder Energi Vannkraft 13. oktober 2014: tilhenger fullastet med krypsiv fra grindrenskeren på kraftverket.



rék av krypsiv på Moseidstranda
20 oktober 2014 etter harving/klipping.



Konklusjon hva gjelder spredning av småplanter og plantedeler av krypsiv fra vannområder hvor det foretas mekanisk krypsivrensing, er at:

Hva gjelder *Gravetiltak* i rolig vann, synes ikke dette å gi nevneverdig opphav til krypsivrék der hvor krypsiv og mudder er i blanding. Dette gjelder især hvor man har anledning til senke vannivå før tiltak: Under disse forholdene lastes relativt fast mudder og krypsiv i blanding, og plantemateriale kan vanskelig komme på avveie.

Det er imidlertid overveiende sannsynlig at bildet ville vært et helt annet ved gravetiltak i strømmende vann og/eller i krypsivbestander uten mudderbasis. Her må forventes at gravetiltak uvegrelig ville medføre noe tap av krypsivdeler med vannstrømmen, og at samme tiltak som forsøkes ved klippearbeider (oppsamling + lense) vil være relevant og sannsynligvis nødvendig for å hindre at deler av krypsivmateriale fraktes bort med strømmen.

Hva gjelder *klippe og harvetiltak*, er det sannsynlig tiltakene medfører spredning av krypsiv og plantemateriale av relativt stort omfang (jf virkning på Hunsfos kraftverk), men at mindre mengder fordelt over lengre tid fremstår som mer vanlig effekt basert på observasjonene her.

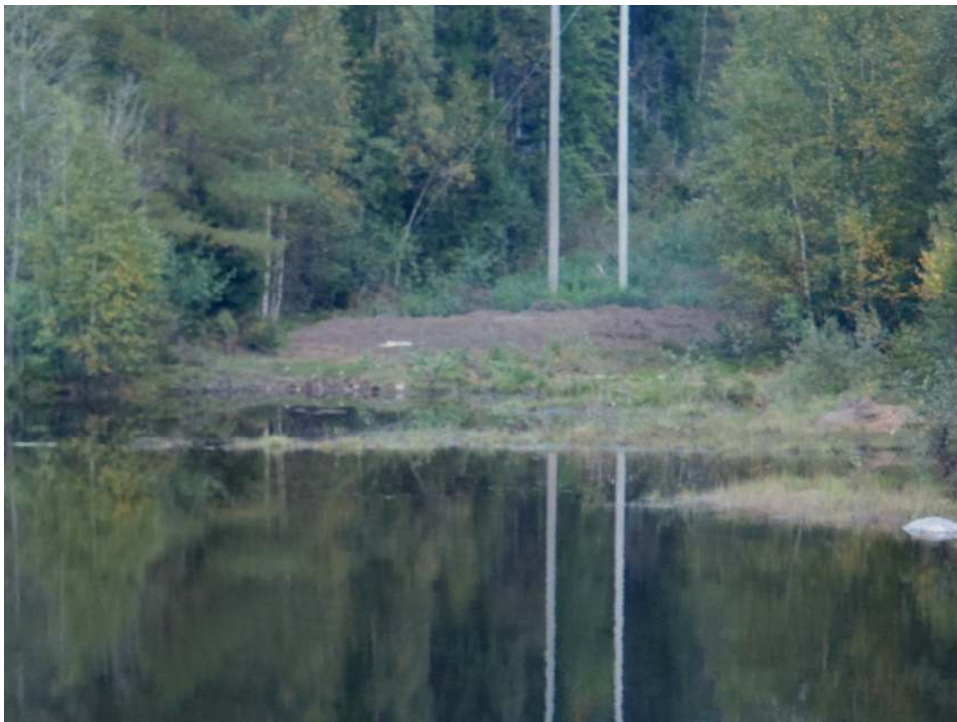
Bruk av lense for oppfangning av drivende krypsiv fra tiltaksområdene fremstår som fornuftig og rimelig effektivt i egnede vannområder.

Effektiviteten av oppsamling av flytende plantemateriale, avtar vesentlig der hvor tiltakene skjer i større og/eller stilleflytende vannområder. Dette fordi man her får inn virkningen av at friflytende krypsivmateriale føres med vind og avsettes i strandsonen i andre deler av vannforekomsten enn utløp/samlelense, og siden (ved flom/vind) kan frigjøres for ny drift i vassdraget til dels lang tid etter at tiltak er avsluttet og samlelense er fjernet, jf observasjon fra Venneslafjorden.

6.3.2. Skadevirkning på friluftsliv o.a. av krypsiv som avsettes i og på strandområdene.

Avlagrig av rék er et av momentene som ble trukket fram som klart negativ virkning av siste gjennomførte innfrysingsforsøket i Øvre Otra. Bidragsyterne (Intervjuundersøkelse – Karttjenester as 2012) som fremhevet dette, var allikevel klare på at dette ikke var grunn nok til å ikke gjennomføre innfrysingsforsøk på nytt.

Siden innfrysingsforsøket i Øvre Otra 2011 utgjør det hittil største krypsivbekjempelsesforsøket av denne type gjennomført her til lands, og frigjorde meget store mengder krypsiv (jf Karttjenester 2012), så var det naturlig å avklare om de negative virkningene av tiltaket var fremtredende også i 2014 – tre år etter tiltaket. Det ble i denne sammenheng lagt til grunn at problematisk store avlagringer av krypsiv langs vannområdene fra innfrysingsforsøket var fjernet manuelt i etterkant, men at krypsiv avlagret utenfor naturlige bruksområder/-rekreasjonsområder ville ha blitt etterlatt for naturlig nedbrytning i de mer utilgjengelige/-mindre brukte delene av Otra ned til Åraksfjorden. Dersom rester av krypsiv ikke ble funnet i noe omfang på denne strekningen, ville det på sin side tyde på at materialet over tid (3 år) var nedbrutt og ikke utgjorde noe problem, eller var fraktet videre med etterfølgende flommer og således tilhørte problematikk behandlet i kapittel 6.5. Feltundersøkelse gjennomført september 2014 fra Brokke til Åraksfjord ved befaring av naturlige bakevjer og rék-bukter, og ble supplert med samtidig undersøkelse av enkelte bukter i Åraksfjorden ned til Storestraumen. Det ble funnet mindre mengder krypsiv en rekke plasser (jf foto), men dette ble vurdert å være av nyere dato og utgjøre det materialet som til enhver tid frigjøres fra store krypsivbestander og avlagres langs bredden. Kun i én bukt ble det funnet krypsivmateriale av noe mektighet, jf foto under. Dette er imidlertid en bukt som naturlig vil være sterkt samlende på rék av krypsiv også i normaltilstand.



Konklusjonen hva gjelder spredning fra storskala-rensking av krypsiv ikke ut fra observasjonene kan tillegges å ha langvarige negative virkninger på strandsoner med hensyn på avlagret og tilført krypsiv. Dette bør derved også gjelde for mindre avlagringer av krypsiv forårsaket av mindre opprensningstiltak og/eller tiltak som avgir mindre mengder rék.

6.4 Metanproduksjon og/eller andre skadevirkninger av deponering/lagring/mellomlagring av oppgravet krypsivmateriale på land

Temaet er interessant og av økende interesse ved det fokus metan har fått senere år som en meget sterk og bestandig drivhusgass. Metan (CH₄) er omtrent 100 ganger mer effektiv som drivhusgass i forhold til CO₂. Gassen produseres under nedbrytning av organisk materiale når oksygenet er oppbrukt, og anoksisk nedbrytning igangsettes med metanproduserende bakterier som viktig bidragsyter.

Det vil være ønskelig at både mellomlagring av krypsivmateriale og kompostering av dette gjøres på en måte som ikke gir opphav til metanproduksjon, *men se allikevel diskusjon om opptak av krypsivmudder, sist i dette kapittelet*. For å undersøke hvorvidt krypsiv og muddermateriale fra krypsivrensing brakt på land bidrar til metanproduksjon, er det foretatt undersøkelser i en serie mellomlagre av klippemateriale og gravemateriale fra krypsivtiltak fra 2010 til 2013 i Kristiansand og Vennesla kommuner.

Gassmåling på deponi/mellomlager Moseidstrand-vest. Boring av gassbrønn er i gang, etterpå føres sugerør (på kuffert) ned i ønsket lag



I de større mellomlagrene, som omfatter mudder og krypsiv i blanding og er resultat av Venneslafjord-prosjektet 2009-2010, er det boret 15mm Ø gassbrønner ned til ca 1m i materialforekomstene som vist til venstre. I borehullet blir det satt ned sugerør hvor det så føres ned gasslange (2mm ID, tett mot sugerør) ned til prøvedyp for uttak av jordgass, jf foto neste side.

Gassbrønnen gis først en hvileperiode på 5 minutter, før det først trekkes ut og forkastet et gassvolum (dødvolum) lik slangens volum x 2, deretter 1 min hvile før prøvevolumet trekkes ut. Uttakshastighet 5ml/6 sek (50ml/min). Gassprøve fortynnet 40x med atmosfærisk luft, deretter er prøveblandingen avlest gjennom gassmåler. Fortynningen er nødvendig for å gi gassmåleren nok materiale å lese på, da gassmengden som kan hentes fra omliggende materiale ofte er svært liten når gassbrønnen er i tette masser.



I de mindre avlagringene – som er kompost av krypsiv-plantemateriale fra klippetiltakene utført 2013 og tidligere – har det vært for tynne materiallag (< 0,5m) til at det er mulig å lage tett gassbrønn i disse (vil lekke falsk luft ved prøveuttak). Isteden er disse undersøkt for metanutvikling ved å forbore hull 15mm Ø inn i materiallaget, la prøvebrønn vente 5min for ekvilibrum med dominerende gass i materialet, og deretter føre inn en gassonde med største diameter 8mm Ø inn i borehull og kortvarig la gassmålerens pumpe trekke inn prøve herfra. Gassblandingen vil her innledningsvis være borehullgass dominert av atmosfærisk luft, noe som betyr at en registrering av metan i denne blandingen signaliserer udefinert men høyt metannivå i materiallaget. Fortynning av prøvegass, enten ved måleriktig fortynning 1:40 som ved gassbrønnmålingene, eller ved boring og sondemåling med uavklart blandingsforhold, forenkler arbeidet med uttak og analysering av gassprøven vesentlig, men eliminerer mulighetene for samtidig måling av oksygen og CO₂ nivå. Siden prioritet her har vært å avklare hvorvidt etablerte lagre/deponier spesifikt gir opphav til metanproduksjon, har imidlertid muligheten for multigassmåling av hensiktsmessighetshensyn blitt lagt til side. Ut over gassbrønnene, er det foretatt prøvemålinger på overflaten av deponiene. Instrumentet registrerer nivåer ned til 50ppm ved måling av bakkenær jordgass. I tillegg til gassmålingene, er mellomlagrene vurdert visuelt i forhold til nedbrytning og forekomst av synlig sigevann

Resultater:

Krypsiv-kompostering Moseidmoen Øst: Her er krypsivmateriale fra klipping lagt i bratt uvegetert/delvis vegetert løsmasseskråning 1-2m over normalvannstand i elv, jf foto under. Materiallaget er nå mindre enn 0,5m tykt, men har åpenbart vært vesentlig tykkere. Tre gassmålinger med sonde viste metaninnhold 0%. Ingen sport etter sigevann fra dette.



Mudder-krypsiv-mellomlager Moseidmoen Vest: Her er meget store mengder muddermateriale fra Moseidmoen-opprensingen 2009-2010 lagret. Bildene på de to foregående sidene er fra gassmåling på dette området.

Materiallaget ligger på tilnærmet horisontalt landområde av tette løsmasser med basis ca 1m over normalt innsjønivå. Deler av materialet er nå tatt ut og benyttes på landbruksareal, men et betydelig volum er ennå tilbake. Mektigheten stedvis < 2m.

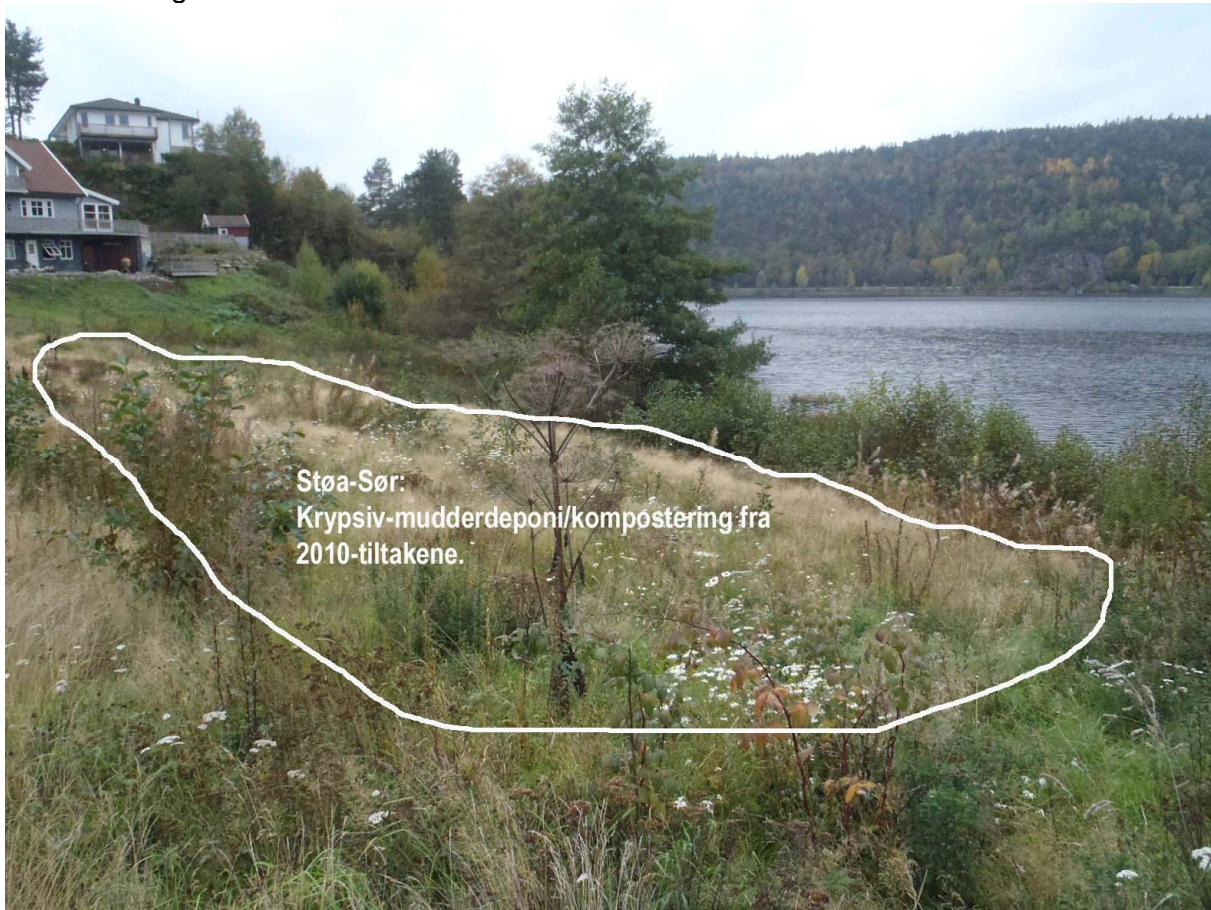
Det ble boret to prøvebrønner med ca 10m avstand sentralt på materialområdet og ned til 1m dyp. Måling brønn 2 ble foretatt 2 ganger med hvile, og viste metan > maksgrensen for måler ved første måling, og 15% metan fra samplevolum trukket ut 5 min etterpå. Dette viser at massene her er tette og at målebrønn derfor bruker lang tid på å regenerere (avgi fra materiallaget) representativt gassnivå. Brønn 1 målt 1 gang for 48% metan. Det var ikke respons på måling av metan på overflaten av deponiet ved bruk av "sniffer" (near surface gas). Det var ingen spor etter sigevann, men da nedsiden av deponiet omfatter løse basismasser (sandstrand/gruset tursti), er det mulighet og ikke usannsynlig at eventuelt sigevann fra dette går i grunnen og ikke som synlig overflatestrøm.

Krypsiv-kompostering Støa Sør: Her er krypsivmateriale fra klipping lagt på relativt flatt terreng, vegetert, fuktig naturmark < 1m over normalvannstand i Venneslafjorden, og i deponi omkranset av vegetasjon av gress og urter. Materiallaget er nå < 0,5m tykt, har åpenbart vært tykkere ved pålagring. 4 boringer inn i materiallag. To boringer gir metan = 0% mens en boring gir metan (i blandingsluften) 2%. En boring gav vann i sonden; tydeligvis ligger bunn kompost under høyt grunnvannsnivå, noe som er uheldig.

Målingene beskriver noe som formodentlig er vanlig i disse uryddige deponiene av plantemateriale, at det kan være forskjellige lokale forhold (anoksisk/oksisk) innen et og samme deponi. Ligger i kontakt med vannsonen; ingen egne spor etter sigevann/misfarging.



Mudder-krypsiv-mellomlager Støa Sør. Her er store mengder mudder og krypsivmateriale fra opprensningen av Støa Sør 2010 lagret. Materiallageret er laget ved å grave en forsenkning i en relativt bratt løsmasseskråning med basis 2-3m over normalvannstand. Det bores gassbrønn til 1.3m dyp og settes ned føringsrør til 1m dyp midt i deponi. Etter ekvilibrering foretas gassmåling ihht. metode over. Måling gir metan 0%.. Etter hvile kjøres fornyet måling med halvert fortykning og fortatt metan 0%. Tett vegetasjon i fot av deponi vanskeliggjør kontroll for sivevann.



Diskusjon: Metanmålingene er interessante i sin variasjon, og resultatene er ikke uventede; de to lagrene, hhv mudder-krypsivdeponi/lager Støa-sør, vist over og klippedeponi Moseid øst vist på 2 foregående side, ligger begge i til dels bratte løsmasseskråninger som er naturlig drenerende, og vil ha god evne til å kvitte seg med porevann som ellers vil hindre gassutveksling (lufttilgang) inn i materiallaget. De to lagrene hvor det registreres metan; klippedeponi Støa Sør (foregåene side) og mudder/krypsivlager Moseid Vest (3 & 4 foregående sider), er begge anlagt på tilnærmet flatmark og med sannsynlighet/sikkerhet (hva gjelder krypsivdeponi-støa sør) vannmettet i dypere lag. *Dette er forhold som vanskeliggjør drenering også fra ovenforliggende lag, og reduserer oksygentilgangen vesentlig.* Det fremstår at plassering, arrondering og utforming av mellomlager eller komposter av krypsiv/krypsivmudder må gis oppmerksomhet dersom sikkerhet mot metandannelse skal kunne unngås.

Dette bildet blir imidlertid ufullstendig om man ikke hensyntar et helt vesentlig forhold; Oppgraving av krypsivmudder av noen mektighet fra sjøbunnen fjerner en sterk metanprodusent, og bringer materialet opp på land hvor det med det minimum av forholdsregler kan elimineres fra metanregnskapet. Dette forholdet vil være rimelig å vektlegg ved helhetlige vurderinger av krypsivtiltak, og er gitt oppmerksomhet i senere kapittel.

6.3.2.a. Tillegg: Vurdering av nedbrytning fra eldre opprenskingslokaliteter ved Mandalselva.

I forbindelse med Venneslafjordprosjektet (senking av Venneslafjorden – opprensning av krypsiv og mudder 2006-10) var det av interesse å undersøke hvordan opptatt krypsivmateriale var håndtert. I Mandalselva var det i 2003 utført et antall opprenskingsprosjekter av krypsiv og mudder i elva, og materiale fra disse tiltakene var deponert ved elva på kjent område. I 2006 undersøkte Terrateknikk noen av disse lokalitetene for å vurdere om deponiene fremkalte problemer. *Følgende to sider viser dette, og tas med til orientering.*



Lokalitet 1: Oppstrøms Klostergården på Holum

Tiltak: Krypsiv og bunnmasser gravd opp langs vestsiden av elva og deponert på land. Grusmasser til dels tilrettelagt som fiskesti.

Resultat (se foto). Bredden hvor krypsiv og renskmasser er deponert, preges av frodig og høy vegetasjon av gressarter helt ned til vannkanten. Også fiskestien, som er etablert av grusholdige gravemasser, er dekket av vegetasjon. Det er ikke tegn til ikke-nedbrutt krypsiv eller synlig mudderrester på land på renskstrekningen, og det er ikke nevneverdige spor etter krypsiv i elva i arealene som ble rensket opp.



Lokalitet 2: Mannflåvann – øst
Tiltak: Opprensning av krypsiv og mudder med gravemaskin langs bredden + et gruntvannsområde sør for Småøyane.

Resultat: Her er ganske store volumer med masse tatt opp, og det er synlig deponert inntil 0.5 meter renskmasser med innslag av grus. Mye krypsivrester ennå synlig, men ellers preges de deponerte massene av oppslag av vegetasjon. Noen steder er gravemasser ennå ikke vegetert, jf foto.



Lokalitet 3: Sveindal – vestre bredd og sør for brua.

Tiltak: Opprensning med gravemaskin av krypsiv, mudder og grusmasser.

Resultat: Det gjenfinnes en del rester av krypsiv og fastere bunnmateriale i gravemassene på stranden. Her er det lite vegetering, formodentlig fordi gravemassene inneholder mye sand- og grus som gjør revegetring vanskelig pga. lite tørketålige masser. Krypsivrestene er så små og unnselige at de ikke er iøyenfallende på noen måte, men slik deponering – innblandet i gravemasser av sand og grus – gir åpenbart sen nedbrytning.



Lokalitet 4: Logna v/Reinsfit – Åseral.

Tiltak: Opprensning av krypsiv- og muddermasser med gravemaskin.

Resultat: Det er gravd ganske dypt i denne opprensningen, så mudder og krypsivmasser er blandet opp med sand- og grusmasser med innslag av stein, og lagt opp i inntil 0.5meter tykt lag. Dette laget viser sen vegetering, men en god del småplenter av gressarter er etablert. Enkelttoppslag av blåtopp og innslag av geiterams viser at deponiet fungerer som vokseplass for pionerarter. Vegeteringen på denne lokaliteten kontra de lavereliggende lokalitetene i Mandalsvassdraget preges i stor grad av at man her er inne i fjellområdet, hvor klimatiske forhold reduserer veksthastighet og livsbetingelser betydelig i forhold til i lavereliggende og kystnære lokaliteter.

6.5 Økt oksygenforbruk/oksygensvinn/biotopødeleggelse av bunnområder i innsjøer og terskelbasseng/dype elveloner som følge av stor inntransportering av krypsiv-plantemateriale og/eller krypsivmudder (=organisk sediment) fra opprensningstiltak i rennende vannområder

Dette temaet er komplekst, og er tilnærmet ved flere metoder.

Innledningsvis er flere vannforekomster undersøkt, fordelt på Otravassdraget, Mandalsvassdraget og innsjøer tilhørende Siravassdraget.

I disse vassdragene har man innledningsvis identifisert det området av vannforekomsten/sjøbunnen som med sannsynligvis vil være sedimenteringsområde for mudder og rék ført med vannstrøm fra oppstrøms krypsivtiltak, og som derved kan forventes å bli påvirket av økt organisk pålagring av materiale frigjort ved krypsivtiltak oppstrøms.

De aktuelle sedimentområdene er valgt ut på basis av kart og ved bruk av ekkolodd.

I hvert dypområde er idet så innledningsvis foretatt en fysisk/kjemisk fullsøylemåling med multiparametersonde (Hydrolab Minisonde 4a med Surveyor 4) for å få oversikt over oksygen, temperatur og RedOx forhold fra dyplag til overflate. Dette for å avklare eventuell situasjon med forøkt oksygenforbruk eller i verste fall oksygensvinn nær bunn.

Etter at fullsøylemåling er utført, er det sendt ned bunngrabb for opphenting av sedimentprøve og vurdering av innslag av krypsiv/planterester på sjøbunnen.

Avslutningsvis er det sendt ned undervannskamera for å skaffe informasjon om sjøbunnens tilstand visuelt og i forhold til synlig avlagret materiale.

I lab er sedimentprøvene benyttet for følgende analyser:

- Tørrstoffinnhold (105c)
- BOF₅ (Biologisk OksygenForbruk 5-dager) på følgende måte; 10ml* råsediment er homogenisert i 240ml BOF fortynningsvann. Fra dette er det så tatt 5, 25 og 100ml uttak fortynt til 300ml i standard (*Wheaton*) BOF flasker før inkubering i 5 døgn.
- KOF (kjemisk OksygenForbruk) er analysert ved å ta 2m* råsediment og homogenisere dette i 98ml avionisert vann for analyse i 1500 mg/L reaksjonskuvetter

For å etablere sammenlikningsgrunnlag for denne metodikken, er det samme tid foretatt identisk undersøkelse i innsjø uten sammenliknbar krypsivproblematikk (Tronstadvann, Søgne og Songdalen kommuner) og samtlige analyser er utført her som i de krypsivbelastede og renskutsatte vannområdene i Otra, Mandalsvassdraget og Sira.

Ved vurdering av BOF₅ er det lagt til grunn at oksygenfluksen fra de frie vannmassene og ned i sedimentene har effekt 0-10mm ned i sedimentene, sterkt avtagende mot 10mm (jf. Huttunen, J. T. et. al. 2006). Det legges til grunn at øverste millimeteren av sediment direkte belaster oksygen i vannmassene, avtagende mot 5mm og med ubetydelig effekt ved 10mm.

KOF analyse er utført for å opparbeide forholdstall BOF₅ - KOF for krypsivsedimentene.

* Hvor avvikende sedimentforhold benyttet er dette redgjort for

6.5.1. Otra innløpsbasseng i Åraksfjord

Basseng Åraksfjord ble undersøkt 220914. Innløpsosen gjør en kraftig sving, og det ble kjørt linjevis for å finne et tidlig dypområde hvor sediment og materiale vil forventes å legge seg. Undersøkelsene ble lagt til et område med vanddyp ca 23 meter, og båt blir her ankret opp for videre undersøkelser. Innledningsvis brukes Hydrolab proben for avlesning av fysisk-kjemiske forhold.

Under er dataene fra Hydrolab gjengitt – og målelinje 21.3 for datafeltfor dypområdet.

Log File Name : AARAKSFJORD220914

Setup Date (DDMMYY) : 220914

Setup Time (HHMMSS) : 140523

Time HHMMSS	Temp	SpCond µS/cm	pH Units	IBV Sv Volts	DO mg/l	BP Svr mmHg	ORP mV	Turb NTU	DO% Sat	Dep100 meters
141307	5.40	7	7.66	6.0	12.01	747.6	400	0.0X	96.7	21.3

Dyp	Oksygen %	Oksygen mg/L	RedOx mV	Ledningsevne µS/cm	Temperatur C
0	99	10,8	457	6,3	10,6
2	96	10,6	464	6,3	10,4
4	96	10,6	464	6,3	10,2
6	97	10,8	465	6,4	9,8
8	92	10,8	463	6,4	9,7
10	93	10,4	460	6,4	9,6
12	92	10,4	456	6,5	9,5
14	91	10,2	451	6,5	9,3
16	88	10,3	450	6,7	8,5
18	99	11,9	446	6,8	6,8
20	99	12,2	440	6,6	5,6
22	97	11,9	433	6,8	5,4

Situasjonen i dyplaget på dypeste målinger på 21,3 og 22m viser lav temperatur og meget høyt oksygennivå, særdeles lav ledningsevne – typisk for fjelltilførslene fra Agderfylkene).

Data oppover i vannsøylen viser et svakt utviklet sprangsjikt på mellom 16 og 18 meter, jf tabell under hvor viktigste verdier er hentet ut fra Hydrolab-registreringene.

Det er interessant å se de meget gode oksygenverdiene under sprangsjiktet. Bemerk den til sammenlikning relativt lave oksygenverdien (88%) straks over sprangsjiktet; dette er ganske vanlig fenomen når en viss sjiktning er oppnådd.

Oksygenverdiene viser at dette vannområdet fremstår som upåvirket av nedbryteraktivitet som nødvendigvis må foregå i bunnsedimentene. Dette tross at det er spor av et sprangsjikt på +/- 18m som forteller at vannmassene fra elv og bunn ikke er under kontinuerlig miksing. Derimot kan den svake karakteren på sprangsjiktet tyde på at det ikke er så lenge siden vannmassene ble blandet, kanskje under sommerflom. Ved upåvirket sjiktning i september vil man forvente at sprangsjiktet både er sterkere uttalt, og tynnere, dvs temp under 4 grader under sprangsjiktet, mer enn 9 grader over sjiktet, og sjiktykkelse 1-2m.

Sedimentprøve fra 23m dyp ble tatt med bunngabb (*Modified Peterson – en Van-Veen variant*). Grabben returnerte full av sediment, noe som forteller om svært trykksvak bunn/nedsynkbar bunn, noe som for øvrig er regelen i bunnområder belastet av krypsivmudder. I sedimentmaterialet fulgte med en voksen vase med krypsivmateriale. Mindre og frie plantedeler inngikk også i mudderet, jf foto under.

Mudderet er ellers brunt, finkornet uten harde partikler, relativt fluffy med svak motstand og liten pakking. Ingen tegn til evertbrater på makronivå. Se ellers UV bilder neste side.

Foto under viser innhold av første bunngabb tømt i prøvebakke. Det ble tatt flere prøver i etterkant, og hvor muddermateriale uten større mengder krypsiv dominerte, og ut fra dette kan legges til grunn at det ikke – på dette stedet – var avlagret større mengder krypsivmateriale på bunnen, og at krypsiv tatt opp ved første grabbopptak var tilfeldig.

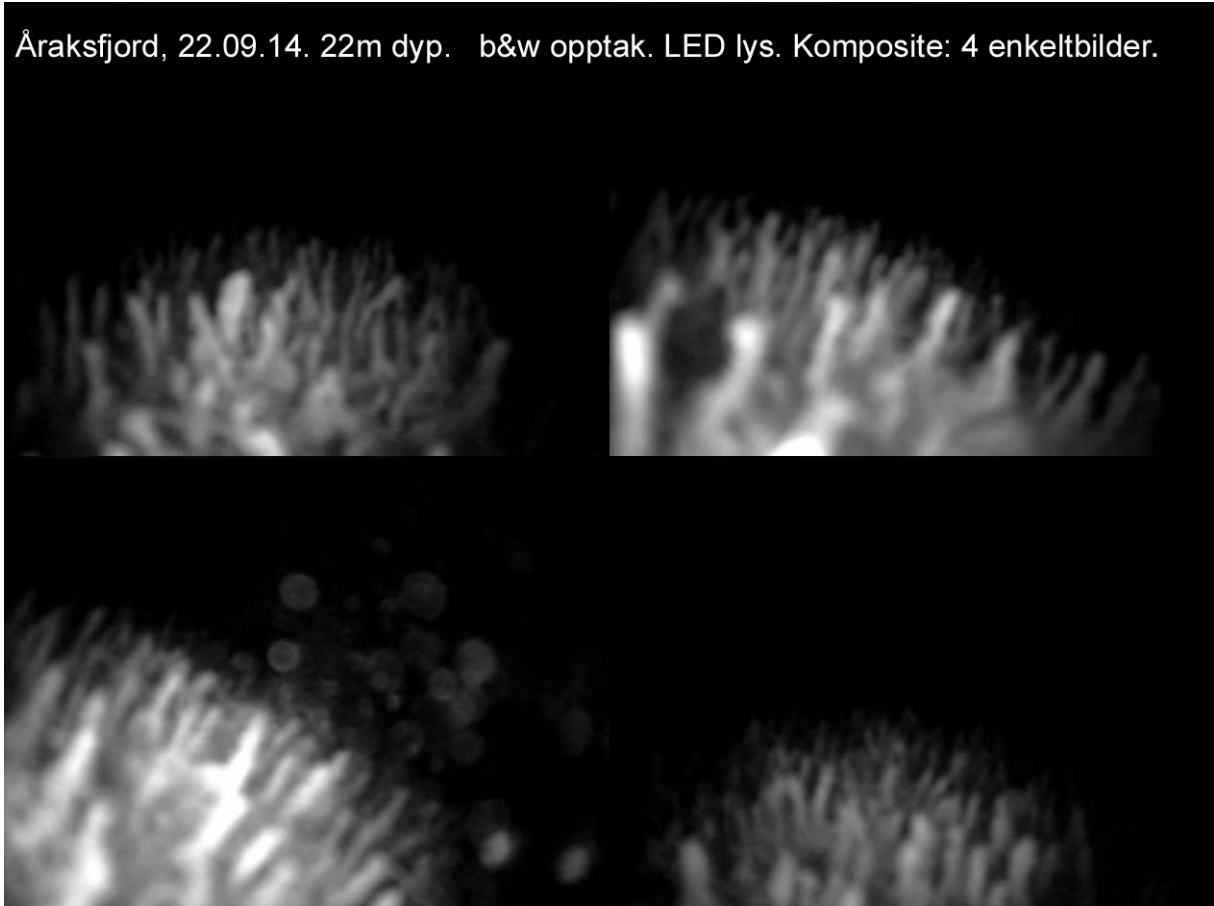
Materiale fra homogen grabbprøve ble tatt med for bruk i analyser.



På grunn av problemer med den store kamerariggen, ble denne ikke benyttet i Årksfjorden, men det ble allikevel senket ned et enkelt inspeksjons-videokamera til bunnen.

Bildene fra dette vist at sedimentbunnen var dekket av små strukturer, jf fire eksempelbilder under – årsak ikke avklart. Strukturer gjenfinnes ikke i sedimentprøvene, som bortsett fra enkelte relativt hele krypsivplanter/vaser, jf forrige side, omfattet tilsynelatende relativt homogent sediment. .

Åraksfjord, 22.09.14. 22m dyp. b&w opptak. LED lys. Komposite: 4 enkeltbilder.



Analysen av materiale fra Åraksbø:

Sediment fra Åraksbø ble tatt med til Terrateknikk Lab og det ble forberedt BOF analyse med oppstart < 24t etter prøveopptak. I tillegg ble det kjørt KOF analyse og tørrstoffinnhold ble bestemt.

Sedimentegenskaper – Åraksfjorden

BOF₅: Sedimentprøver er innen 24 timer forberedt og fortynnet med standard BOF næringsløsning for kjøring av BOF₅ over 3 paralleller ihht standard metode.

Siden det er lite litteratur på kjøring av BOF₅ fra homogenisert naturlige sedimenter, er det benyttet forskjellige fortynninger ved analyse på de forskjellige vannforekomstene. Resultatene er tilbakeregnet til BOF₅ pr ml sediment for sammenlikning. I sediment fra Åraksfjord ble 5ml sediment homogenisert med 245ml fortynningsvann. Fra denne 2% blandingen av suspendert sediment ble det så tatt ut 1, 10 og 20ml volum for fortynning til standard 300ml BOF flasker. Dette gir sedimentfortynning 1/750, 1/1500 og 1/15000.

For Åraksfjord som første vannforekomst hvor sedimentene her ble testet for BOF₅, så ble det også kjørt en BOF₅ serie på fortynninger av porevannet i sedimentprøven. Dette er utført ved å ta ut væskevolumer fra supernatanten etter at sedimentprøven er satt i ro en times tid. 1, 5 og 50ml porevann ble tatt ut og fortynnet til standard 300ml BOF flasker. Dette gir porevann-fortynning 1/300, 1/60 og 1/6.

KOF: Sediment er fortynnet 1ml til 99 ml avionisert vann og etter homogenisering tilført KOF reaksjonskuvetter for KOF-nivå 1500 mg/L før kjøring i reaktor 150°C ihht standard metode

Tørrstoff: Prøvemateriale tørket ved 105 °C inntil standard vekt oppnådd, typisk 3x 30min.

Resultater:

BOF₅ i sediment: 525 mg/L O₂ pr g sediment

BOF₅ i porevann: 3,6 mg/L O₂ pr ml porevann.

KOF i sediment: 680 mg/L O₂ x sedimentfortynning 1/50 = 34000 mg/O₂ pr g sediment.

Tørrstoff: 9,6%

Tolking: Sedimentene i Åraksfjorden har lavere tørrstoffinnhold men 38% høyere BOF₅ enn i kontrollen (Tronstadvann). Sedimentene i Åraksfjorden vil utløse et større oksygenforbruk enn i kontrollen. Lavere KOF verdi og tørrstoffinnhold vil med sannsynlighet relateres til at sedimentene i Åraksfjorden inneholder mindre strø (bindestoffer, vedaktig materiale) og større mengde lett nedbrytbart vegetativt materiale.

BOF₅ i porevann er overraskende lavt, ut fra hva jeg antok på forhånd, og beskriver ganske begrenset belastning på oksygenressursene hva gjelder vannet over sedimentene. Dette vil bety at oksygennivået i dyplag/vannlag over sedimentene reduseres langsommere enn ved høyere BOF₅ i porevann og sediment. For situasjonen nede i sedimentene betyr det lite; dypere enn 10 millimeter ned i sedimentene forventes oksygennivået å gå mot null, og herfra og dypere er det anaerob nedbrytning med metan og CO₂ som nedbrytningsprodukter som forventes dominerende, da det her ikke forekommer prosesser som slipper oksygen til.

6.5.2. Otra – basseng Kilefjorden

Kilefjorden er beliggende langt nede i Otravassdraget, og vannmassene utgjør inntaksbasseng for Iveland kraftverk, og holdes (av kjøring av kraftverk) meget stabilt i høyde. Det betyr at Kilefjorden preges av stor vanngjennomstrømning med minste vannføring sommer 50m³/sek. og alminnelig høy kraftproduksjon = høy gjennomstrømning året gjennom for øvrig. Dette reduserer grunnlaget for etablering av stagnerende vannmasser og fare for oksygenvinn, og behovet for fullsøyleundersøkelse var ikke til stede. Siden bassenget ligger nedenfor et av de mest utviklede skadevekst-områdene av krypsiv i Otravassdraget, og hvor det mange år har vært gjort forskjellige former for klippe og rensktiltak, var det allikevel interessant å få klarhet i hva bunnsedimentene besto av og hvordan bunnen fremsto, især om bunnen var preget av avlagret krypsiv fra oppstrøms tiltak/oppstrøms krypsivebstander. Av den grunn ble en forenklet undersøkelse utført, med vekt på visuelle vurderinger.

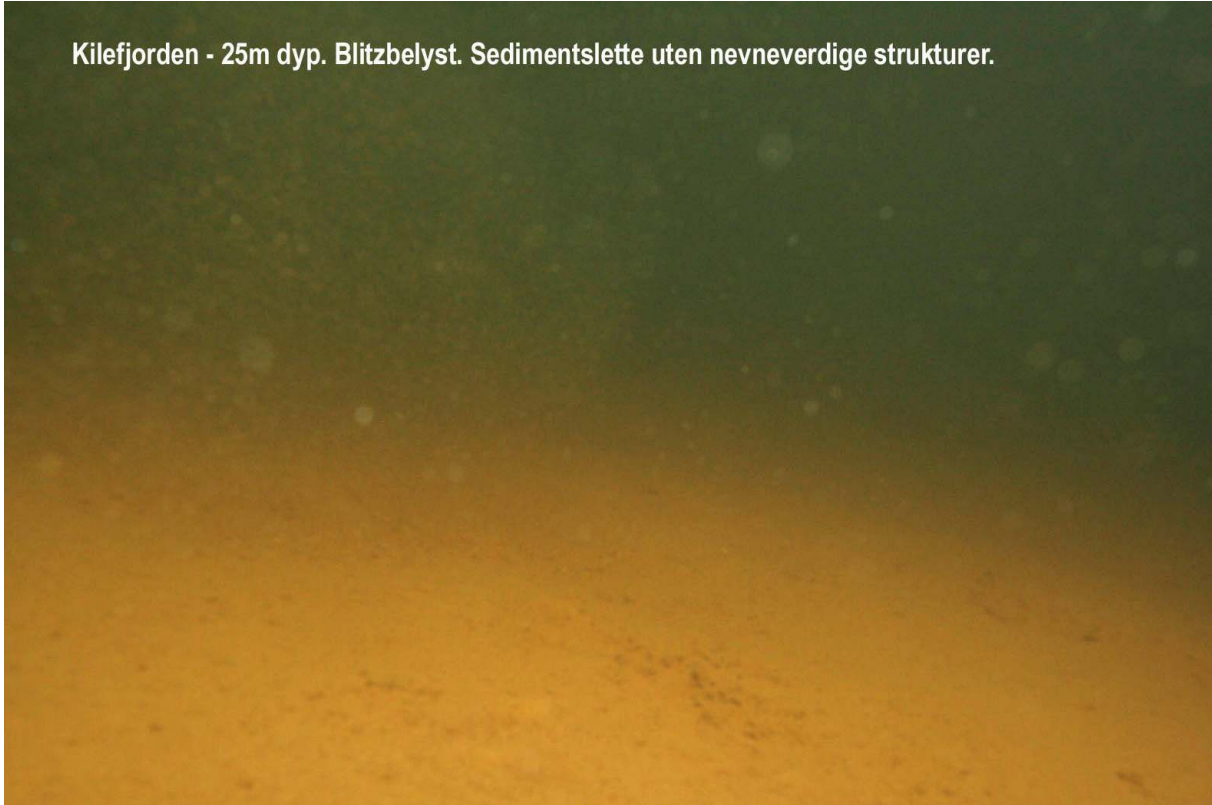
Undersøkelsene i Kilefjorden ble utført 2. oktober. Med ekkolodd ble identifisert et dypområde på 25 meter. Her ble det tatt opp bunnprøve med bunngrabb før kamera ble sendt ned.

Bunngrabb (foto under) viste karakteristisk brunt, bløtt og trykksvakt sediment med noe enkle/små plantefibre. Ikke tegn til makroinvertebrater i materialet. Bunngrabb helt full = grabben synker helt ned i sedimentene.

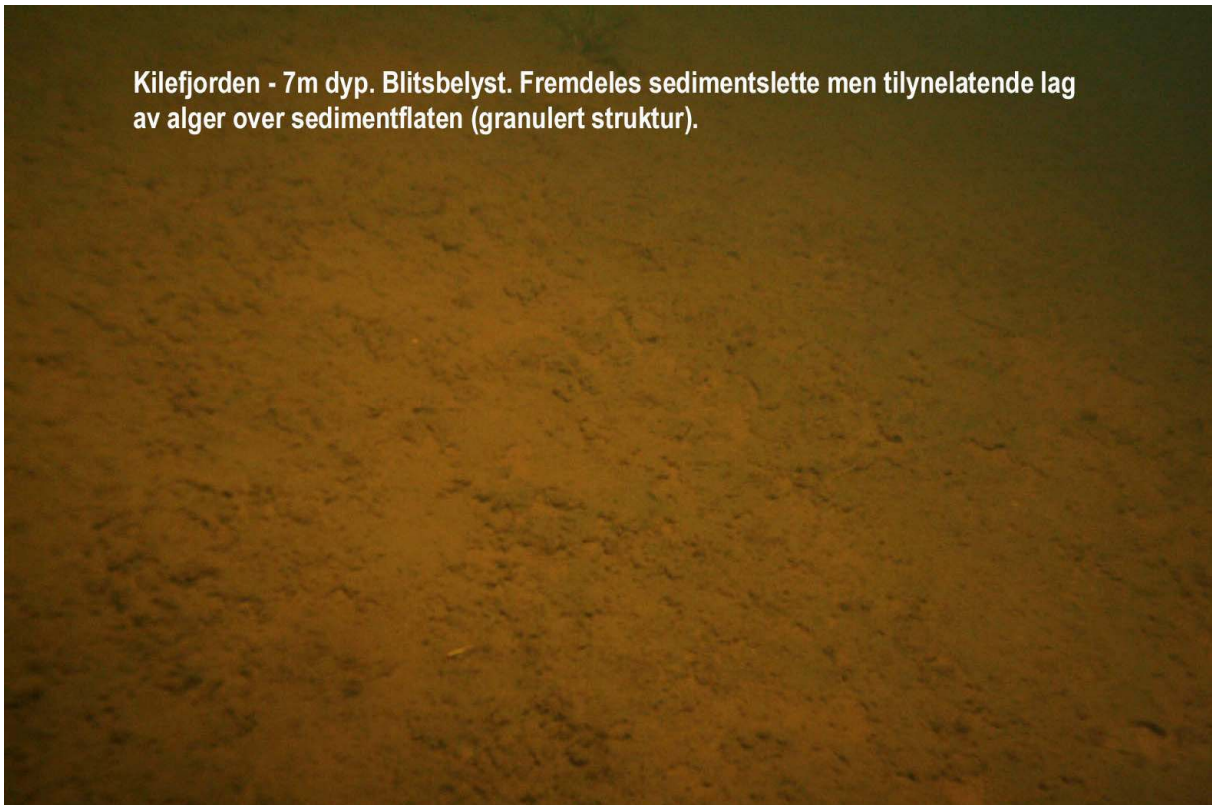


Det ble så kjørt ned fotorigg til 25m, og siden ble bunn på 14m og 7m fotografert. Bemerk at kamera er innstilt for *nøytral fargetemperatur* i blitslys, og at eksponeringstid er valgt slik at bildene kun har mottatt blitslys = fargetemperatur lik sollys. Den rødaktige fargen vil derfor være rimelig riktig. Bemerk at høyt partikkelinnhold nær bunnen skyldes at kamerarigg stundom treffer bunnen. Bunnen ved 14m dyp var lik bunn 25m og er derfor utelatt.

Kilefjorden - 25m dyp. Blitzbelyst. Sedimentslette uten nevneverdige strukturer.



Kilefjorden - 7m dyp. Blitzbelyst. Fremdeles sedimentslette men tilynelatende lag av alger over sedimentflaten (granulert struktur).



Sedimentegenskaper – Kilefjorden

Kun forenklet undersøkelse ble kjørt i Kilefjorden, og KOF ble valgt for sammenlikning med oppstrøms undersøkelse Åraksfjorden.

TS & BOF₅: Ikke kjørt her.

KOF: Sediment er fortynnet 1ml til 99 ml avionisert vann og etter homogenisering tilført KOF reaksjonskuvetter for KOF-nivå 1500 mg/L før kjøring i reaktor 150°C ihht standard metode

KOF Kilefjorden: $690 \text{ mg/l O}_2 \times 50 \text{ fortykning} = 34500 \text{ mg O}_2 / \text{ml sediment}$

Tolking: KOF verdien er svært nær verdien fra Åraksfjorden, og sammen med sedimentprøvens beskaffenhet vil man helle til at kjemisk/biologiske egenskaper er sammenliknbare med denne.

6.5.3. Mandalselva – basseng Mannflåvann

Mannflåvann ble undersøkt 250914. Det er den eneste innsjøen på krypsivskadet del av Mandalsvassdraget, idet de større innsjøene, så som Ørevann, Langevann, Nåvann og fjellsjøene, foreløpig fremstår å ha sluppet unna skadevekst av krypsiv i noe omfang som har medført behov for tiltak. Mannflåvann ligger imidlertid nedstrøms Sveindal, som er et av de vannområdene som har hatt skadevekst av krypsiv lengst og har vært gjenstand for en lang rekke tiltak, herunder graving, klipping og frysing.

Mannflåvann er imidlertid ikke særlig stor, maksimal fri bredde typisk < 600m, mye grunne områder og lengde ca 2km, men det er det eneste vannvolumet av størrelse nedstrøms Sveindal.

For å finne det vannvolum med størst sjanse for å sedimentere krypsivmateriale, valgte man å gå til nedre halvdel av bassenget. Her ble det funnet et begrenset område med vanddyp ca 23m. Filen fra denne fullsøyleundersøkelsen er gjengitt under. Se bort fra pH data da dette parametret ikke benyttes (ukalibrert).

Log File Name : MANNFLAAVANN 250914

Setup Date (DDMMYY) : 250914

Setup Time (HHMMSS) : 152159

Date	Time	Temp	SpCond	pH	IBVSvr4	DO	BPSvr4	ORP	TurbSC	DO%	Dep100
DDMMYY	HHMMSS	C	µS/cm	Units	Volts	mg/l	mmHg	mV	NTU	Sat	meters
250914	152731	12.57	9	8.35	7.6	10.08	752	454	0 X	95.7	-.2*
250914	153123	12.56	9	7.26	7.5	9.59	752.7	472	0 X	91	22
250914	153255	12.55	9	7.18	7.5	9.04	752.9	474	0 X	85.8	22.1
250914	153340	12.54	9	7.09	7.5	9.61	752.6	477	0 X	91.2	19.9
250914	153426	12.56	9	7.03	7.5	9.71	752.1	478	0 X	92.2	16
250914	153504	12.55	9	7.04	7.5	9.66	752.8	477	0 X	91.6	13
250914	153534	12.55	9	6.97	7.5	9.78	751.6	480	0 X	92.6	9.9
250914	153602	12.55	9	6.98	7.5	9.75	752.5	480	0 X	92.5	8
250914	153636	12.55	9	6.93	7.5	9.84	752.5	481	0 X	93.4	5
250914	153705	12.55	9	6.98	7.5	9.8	752.5	478	0 X	93	3
250914	153752	12.56	9	6.96	7.5	9.67	752.8	479	0 X	91.8	1
250914	153829	12.56	9	6.9	7.5	9.87	752.6	478	0 X	93.7	-.1*

Recovery finished at 300914 214325

Som hydrolab-filen over viser, er vannmassene i den undersøkte delen av Mannflåvann meget godt omrørte, og det er ikke tegn til sjikting eller avvikende fysisk/kjemiske forhold fra overflatelag og til bunnlag. Bemerk allikevel oksygenverdi for 22.1 meter; her har sensoren vært nede ved eller i bunnlaget, og oksygenverdien faller umiddelbart.

Bunngrabbprøvene var overraskende; det kunne tas med ikke ubetydelig mengde med plantemateriale fra 22m, men det var ikke innslag av mudder i prøvene: på angjeldende dypområde er forholdene åpenbart slik at mudder ikke avlagres i nevneverdig grad. Derimot gjenfinnes ikke ubetydelige mengder med tungt nedbrytbart organisk materiale, det vil si rék fra vedaktig vegetasjon og annet, og i begrenset grad andre plantedeler men ingen mektigheter av krypsiv.

*Bemerk at dybdene "-.1" og "-.2" betyr målinger i overflatevann, men da dybdesensoren er en trykkmåler kan mindre endring i lufttrykk medføre minimal feilavlesing, i dette tilfellet hhv. 10 og 20cm i vanddyngangivelse inntil sensor kalibreres.

Mannflåvann 22m dyp. Bunnen er dekket av tungt nedbrytbare planterester, og muddravsetninger gjenfinnes ikke i dette dypbassenget.



Undervannsbildene fra Mannflåvann er interessante, idet de viser en tilstand hvor lett nedbrytbart materiale/partikulært organisk materiale ikke avsettes på bunnen, og tyngre nedbrytbart materiale (kvister, strø) får bli tilbake.

Det kan påståes at situasjonen er i tråd med hva som kan ventes hvor strømmen er for sterk til å tillate sedimentering av partikulært materiale, men dette fremstår ikke som sannsynlig: Mannflåvann ligger nedstrøms alle reguleringsmagasinene i Mandalsvassdraget, og minstevannføringen i vassdraget og ut av Mannflåvann har i hoveddelen av reguleringshistorien vært ubetydelig (0,25 m³/sek). I dag er vannføringen økt (Prøvereglement 2012-17) med vannføring i hoveddelen av året på 6 m³/sek. som fremdeles en liten brøkdel av elvas normalvannføring. Tidvis vil derfor vannføringen være lav og tillate sedimentering i en rekke bredere avsnitt i vassdraget, og det vurderes derfor som sannsynlig at sedimentering også i Mannflåvann tidvis kan finne sted.

Dersom bunnen i Mannflåvann hadde bestått av enhetlig og hydraulisk gunstig arrondert gruslag eller fast sand, så kunne kanskje vannhastigheten over sjøbunnen i Mannflåvann allikevel være for så vidt høye at resuspensjon av sedimentert materiale eller bunndtransport av dette kunne finne sted. Når bunnen isteden består av uryddig materiale av strø/kvister med masse hulrom (sedimentfeller), så hindrer dette både resuspensjon og bunndtransport, og legger til rette for at sedimenterte partikler blir liggende. Bildet over støtter imidlertid ikke med en slik vurdering, og gjør at sedimentregnskapet i Mannflåvann ikke ansees oppgjort.

Inntil videre konkluderes derfor med at undersøkt del av Mannflåvann ikke er vesentlig belastet med partikkelforurensset vann eller plantemateriale fra oppstrøms krypsivbestander, og/eller at forholdene for aerob nedbrytning gjennom usedvanlig god oksygentilgang og omrøring er optimale og klarer å forhindre etablering av materiallag av organisk finpartikulært materiale som dominerer alle sammenliknbare vannområder undersøkt så langt.

6.5.4. Sirdal – basseng Åvedalsvann

Åvedalsvannene i Sirdal, i Øksendal-Åvedal øst for Sirdalsvann, utgjør formodentlig de vannområdene i dette dalføret som har vært mest plaget med krypsiv. Sira-Kvina kraftselskap (SKK) har utført en lang rekke tiltak og forsøk på å avhjelpe problemet. Grunnet at vannene er så grunne, er krypsiv til vesentlig skade for bruk av vannene til friluftsliv når krypsivbestandene er fullvokste. Åvedalsvann er meget sterkt påvirket av kraftutbygging ved at vannføringen til vannet er ført over til Tonstad kraftverk, med helt ubetydelig vannføring tilbake mot Åvedalsvann og Øksendalsåna, elva ut fra Åvedalsvannet.

Undersøkelsene i Åvedalsvann ble utført 300914. Begge bassengene ble undersøkt, men det er især i øvre basseng de tekniske krypsivtiltakene har vært gjort. På grunn av at øvre basseng er meget grunt, er det imidlertid nedre Åvedalsvann – med større dyp – som forventes å kunne skades mest av dette, og hvor virkningen av tilført materiale forventes.

Det er for grunt (typisk dyp 2-3m) i øvre basseng i Åvedalsvann til at Hydrolab-undersøkelse ved *åpent vann* ville ha noen verdi, da sjikning ikke forventes å kunne dannes i sommerstagnasjonsperioden og når det ikke er tetthetsforskjeller av annen årsak som kan supplere temperatur i å skape sjikning. Bemerk at dette ikke betyr at ikke viktige endringer (sjikning/-forhøyet oksygenforbruk) vil kunne oppstå vinterstid – når islokk hindrer vindomrøring så vel som gassutveksling i vannmassene.

I nedre basseng i Åvedalsvann finner man større, dog begrensede dyp, og her ble Hydrolab-undersøkelse gjennomført. I filnavnet er hoveddalen (Øksendal) benyttet som ident. Bemerk at tabellen starter med største dyp (5,7m) på linje en, deretter hver meter til 0,1 = overflate.

Log File Name : OKSENDAL 300914

Setup Date (DDMMYY) : 300914

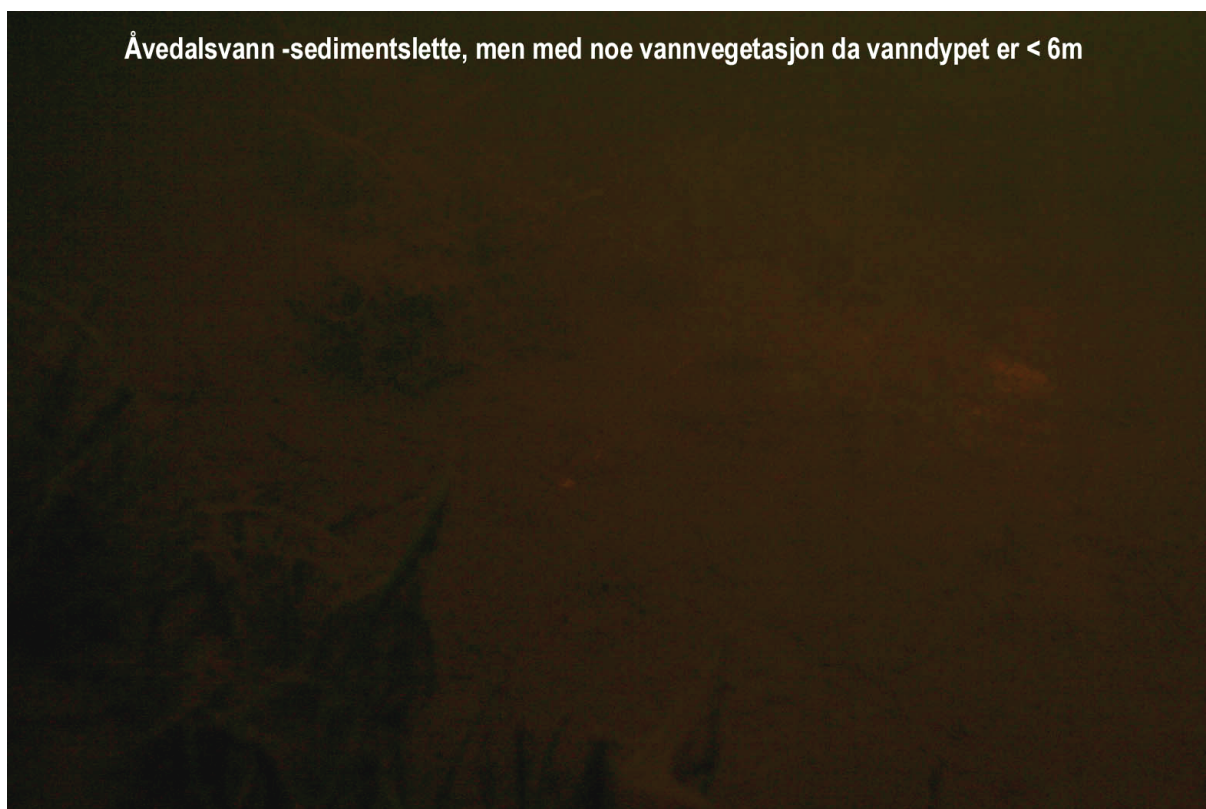
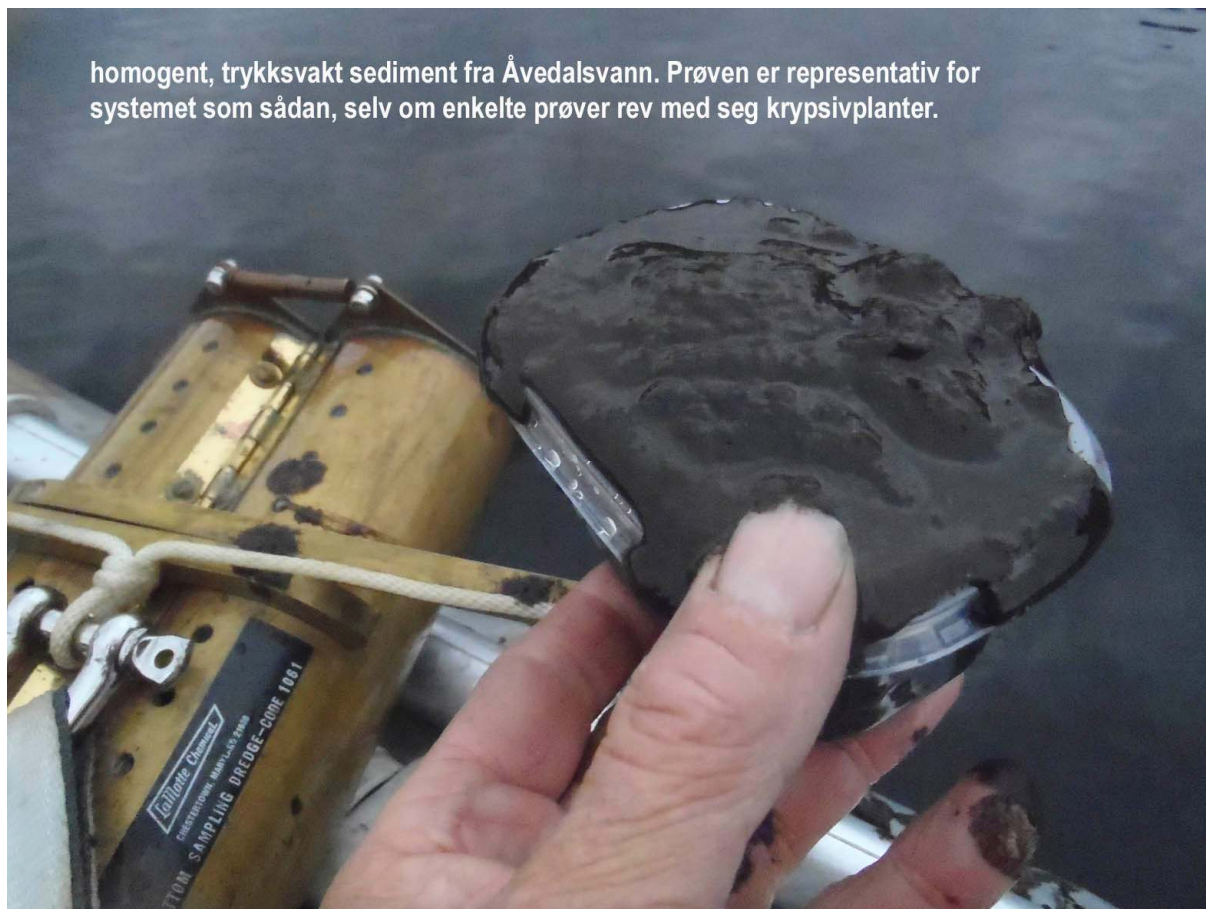
Setup Time (HHMMSS) : 134813

Time hhmmss	Temp C	SpCond µS/cm	pH Units	IBV Volts	DO mg/l	BP Svr mmHg	ORP mV	TurbSC NTU	DO% Sat	Dep100 meters
135421	10.95	17	7.25	7.4	10.01	749.7	450	0.0X	91.9	5.7
135449	10.98	18	7.18	7.4	9.93	749.7	454	0.0X	91.4	5.0
135547	11.17	18	7.07	7.4	9.20	749.7	463	0.0X	85.0	4.1
135651	11.17	18	6.96	7.4	9.55	749.6	473	0.0X	88.0	3.0
135728	11.34	18	6.90	7.4	9.43	748.0	477	0.0X	87.1	2.0
135825	11.42	18	6.77	7.4	9.38	749.1	480	0.0X	87.3	1.0
135900	11.54	18	6.71	7.4	9.42	749.1	473	0.0X	87.9	0.1

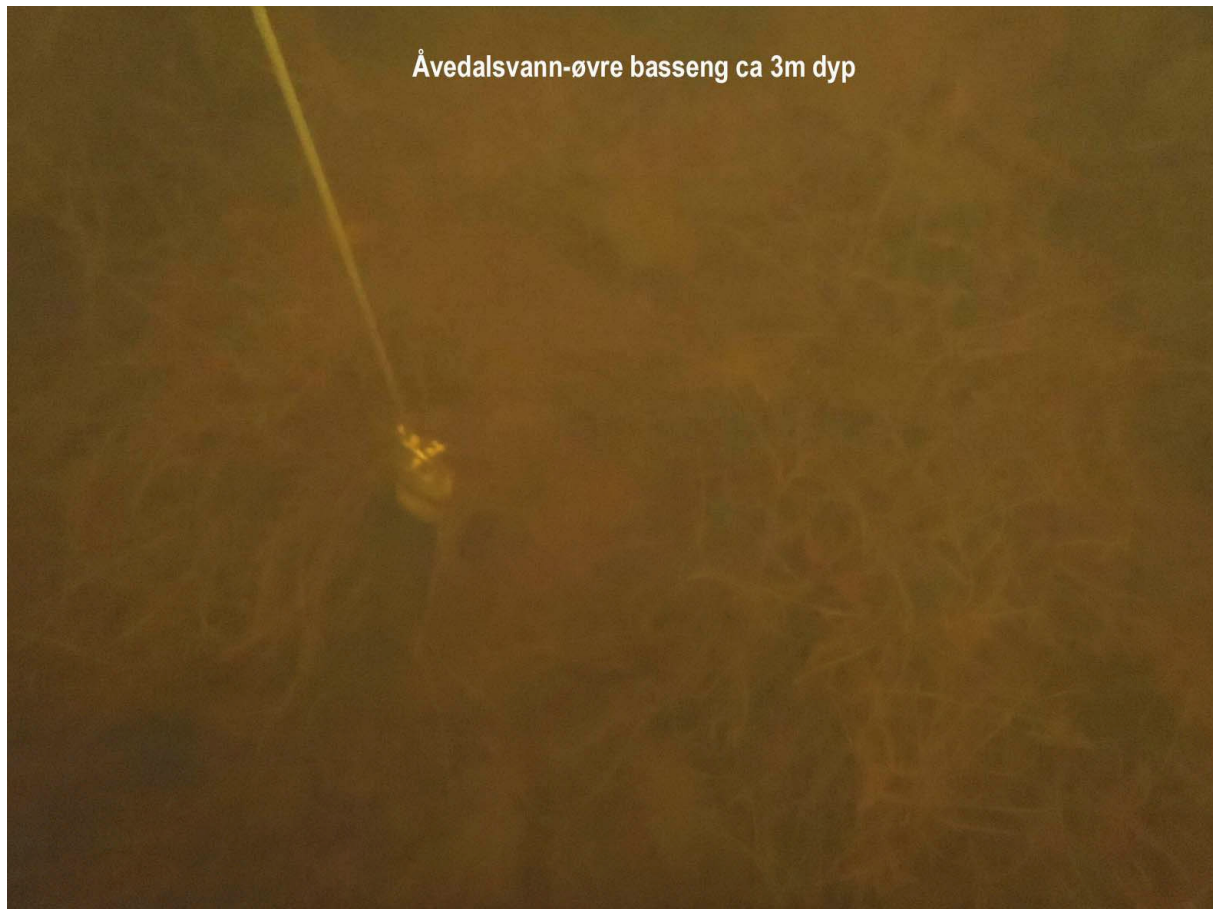
Hydrolab-dataene beskriver en vannforekomst med i godt blandede vannmasser. Dette er ikke overraskende, dypet tatt i betraktning; en grunn innsjø tilgjengelig for vind vil ha tendens til å vende seg i perioder med enhetlig vindbelastning, og kan således mikses med relativt korte mellomrom så lenge vinden kan få tak. Når isen derimot legger seg, falle vindpåvirkningen bort og selv ganske grunne vannforekomster kan sjiktes.

Bemerkelsesmessig i måleverdiene over, er imidlertid at oksygenverdien er noe lavere enn forventet. De øverste fem meterne av et vann i heietraktene i Vest-Agder forventes å ligge på +/- 95% oksygen i perioder med åpent vann, og ikke straks etter omrøring. Verdier på under 90% helt opp til overflaten er ikke forventet. Årsaken kan eventuelt være at kraftig vind nylig hadde skapt omrøring av Åvedalsvann med redusert oksygenivå i hele vannvolumet som resultat.

Det ble ikke kjørt Hydrolab sonde i øvre del av Åvedalsvann, men det ble hentet opp sediment og tatt undervannsfotografier i begge bassengene.



Bildet fra forrige side er fra prøveområdet i *nedre basseng* av Åvedalsvann. I *øvre basseng* – som er langt grunnere – så har sedimentslettene større innslag av vegetasjon, jf bilde under.



Krypsivrensning i Åvedalsvann har vært av varierende suksess, og ved et tilfelle av klipping fikk man sterkt forøkt vekst neste år og lite verdi av tiltakene. Om dette kan forklares av liten vannføring kombinert med god næringstilgang grunnet tilsig fra landbruk og derfor godt grunnlag for krypsiv til å regenereres dersom stimulert til dette, eksempelvis gjennom klipping, er uavklart men ikke usannsynlig.

Generelt må sies at inntrykket av Åvedalsvann, øvre og nedre basseng, nå – per 2014 - er en forstemmende opplevelse: dette er en innsjø beliggende i naturlandskapet i heieområdet i Agder, og hvor man har forventninger til et minimum av god økologisk tilstand både langs bredden og ute i vannforekomsten.

Det man finner er et sterkt tilmudret basseng hvor naturlig forekommende arter så som botnegras og levermoser, og ren strandsone med innslag av hardbunn, er fullstendig fraværende. Siden innsjøen er så grunn – og muddret på bunnen synes å utgjøre dårlig habitat for evertebrater generelt og ønskede bunndyr spesielt, så vil innsjøen gjennom dette kunne bevege seg til å bli et økologisk meget fattig område.

Sedimentegenskaper – Åvedalsvann

For Åvedalsvann er analysene kjørt på sediment fra både øvre og nedre basseng. Her gjelder at øvre basseng er krypsiv & tiltaksområde mens nedre basseng er *mottaker av driv av partikler/sediment og krypsiv fra krypsivtiltak i øvre basseng.*

BOF₅: Sedimentprøver er innen 24 timer forberedt og fortynnet med standard BOF næringsløsning for kjøring av BOF₅ over 3 paralleller iht standard metode. I Åvedalsvannene ble 10ml sediment homogenisert med 240ml fortynningsvann. Fra denne suspensjonen ble 5, 25 og 100ml hentet ut og fortynnet til 300ml BOF flaske.

KOF: Sediment er fortynnet 1ml til 99 ml avionisert vann og etter homogenisering tilført KOF reaksjonskuvetter for KOF-nivå 1500 mg/L før kjøring i reaktor 150°C iht standard metode

Tørrstoff: Prøvemateriale tørket ved 105 °C inntil standard vekt oppnådd, typisk 3x 30min.

Resultater:

BOF ₅	Øvre Åvedalsvann:	158 mg/l O ₂ pr ml sediment.
BOF ₅	Nedre Åvedalsvann	161 mg/l O ₂ pr ml sediment
KOF	Øvre Åvedalsvann	500 mg/l O ₂ x 50 fortykning = 25000 mg O ₂ /ml sediment
KOF	Nedre Åvedalsvann	550 mg/l O ₂ x 100 fortykn. = 55000 mg O ₂ /ml sediment
Tørrstoff	Øvre Åvedalsvann	13,5%
	Nedre Åvedalsvann	11,1%

Tolking: Observerte verdier for BOF₅ ligger vesentlig under kontrollen for begge prøver, noe som innledningsvis er uventet, men som finner en sannsynlig årsak ut fra forutsetningene for nedbrytningsaktivitet som dominerer disse vannforekostene: Begge vannene er grunne, med Øvre Åvedalsvann å betegne som svært grunt (store arealer < 2m) Dette åpner for at sjikting av innsjøen sommerstid (sommerstagnasjon) unngås som følge av jevn vindindusert omrøring. Dette bekreftes av Hydrolab-målingen fra Nedre Åvedalsvann som viser høy vanntemperatur og gode oksygenforhold til bunns og ingen spor av utviklet termoklin.

Det betyr igjen at begge Åvedalsvannene har forhold som ligger til rette for høy nedbrytningshastighet i sedimentene (høy temperatur og mye oksygen = høy nedbrytningshastighet). Dette vil i sin tur bety at de letteste biotilgjengelige næringsementene i sedimentene kan være utnyttede i større grad enn i sedimenter hvor nedbrytningen går saktere grunnet lavere omsetningshastighet og eventuelt også retarderes ved innslag av anoksiske forhold vinterstid.

Hva gjelder de vesentlige forskjellene i KOF verdi er dette mindre selvsagt. Dog er det mulig at observerte verdier er en funksjon at sedimentprøven fra Øvre Ovedalsvann er fra tidligere vokseområde for krypsiv (gjelder tilnærmet hele Øvre Åvedalsvann), mens sedimentprøve fra Nedre Åvedalsvann er fra dypere vannområde enn krypsiv kan nytte. Dette vil kunne gi opphav til sediment av mer naturlig sammensetning og derved mer likt kontrollen (mer plantefibre, strø og tyngre plantestoffer). De nær identiske BOF₅ verdiene gjør imidlertid en slik antagelse usikker, og inntil videre ansees dette som uavklart forhold.

6.5.5. Sirdal – Skjørbutjønn i Josdal

Skjørbutjønn i Ljosland er en høytliggende vannforekomst bestående av to kommuniserende tjern hvor tilsiget - på lik linje med Åvedalsvann – blir tatt inn på vanntunnel mot Tonstad kraftstasjon. Tjernene mistet derved hoveddelen av sin vannføring ved utbyggingen av Tonstad kraftverk. Siden da har innsjøen fått sterkt redusert bruksverdi som følge av krysiv, og betydelige tiltak har vært satt inn i form av klipping 2012 samt klipping og fresing 2013. Vannforekomsten har rekreasjonsverdi for befolkningen på Josdal og for beboere/brukere av gårdene og hyttene ved Skjørbutjønn.

Som for Åvedalsvann er vannforekomsten for grunn til at man forventer at denne kan sjiktes og utvikle reduserte oksygenforhold under sommerstagnasjonen. *Derimot, som for Ovedalsvannene, vil sjikting og eventuelt oksygensvinn kunne oppstå under isdekke.* Sammen med kunnskap om hvordan tilstanden er i vannforekomsten etter gjennomførte tiltak er dette grunn til å undersøke Skjørbutjønn separat.

Skjørbutjønn ble undersøkt 300914. Etter kjøring av en del linjer ble det funnet et dyp på ca 6m i tjernet. Sedimentprøve herfra er sammenliknbar med øvrige prøver fra tungt krysivbelastede områder; mørkebrunt, homogent tilsynelatende organisk dominert sediment av lav trykkfasthet, uten harde partikler og uten spor av makroinvertebrater.

Bildet under viser undersøkelsesområdet. Maksdyp ble funnet midtveis i høyre del av bildet. Bro over kanal fra Øvre Skjørbutjønn kan skimtes midt på høyre halvdel av bildet.



Hydrolab data for Skjørbutjønn følger under. Bemerk største dypene logget to ganger.
 Log File Name : LJOSDAL 300914
 Setup Date (DDMMYY) : 300914
 Setup Time (HHMMSS) : 162610

Date	Time	Temp	SpCond	pH*	IBVSvr4	DO	BPSvr4	ORP	TurbSC	DO%	Dep100
ddmmyy	hhmmss	C	µS/cm	Units	Volts	mg/l	mmHg	mV	NTU	Sat	meters
300914	162834	9.13	18	7.86	7.2	6.52	733	354	0 X	57.7	5.3
300914	162916	9.15	18	7.66	7.3	6.88	733	364	0 X	60.6	5
300914	163005	9.5	18	7.66	7.2	8.93	732.7	374	0 X	79.4	4
300914	163040	9.61	18	7.63	7.2	9.27	732.9	380	0 X	82.6	3
300914	163117	10.11	18	7.59	7.2	9.95	732.4	386	0 X	89.7	2
300914	163202	10.18	18	7.57	7.2	10.17	731.8	392	0 X	91.9	1
300914	163243	10.18	18	7.52	7.2	10.28	732.4	397	0 X	92.8	0
300914	163428	9.16	18	7.26	7.2	6.99	732.1	413	0 X	61.6	5
300914	163558	9.49	18	7.37	7.2	8.98	732.3	417	0 X	79.8	4

Recovery finished at 300914 214050

Verdiene er interessante – og relativt overraskende. Temperaturene og RedOx verdiene forteller at det rimelig men ikke helt homogene vannmasser i Skjørbutjønn. Oksygenverdiene er ikke særskilt gode, da det kun er verdiene i øverste meteren som er godt oksygenerte. Mer overraskende er markerte lave verdier i bunnelaget i tjernet. Temperaturene i dette laget er slik at det ikke er til hinder for vindindusert omrøring med overflatelaget, og dette vil naturlig ha skjedd for ikke for lenge siden, men allikevel er oksygenverdiene på 60% og mindre. En slik situasjon gir grunnlag for bekymring for om kritisk lave oksygenverdier vil kunne oppstå i situasjoner med sammenhengende stagnasjon, eksempelvis under islokk.



*Bemerk at pH er ukalibrert og ikke skal benyttes: ekstremt lav ionetetthet i denne vannmassen gjør at heller ikke relative pH verdier vil være innstillet for de forskjellige dypene.

Sedimentegenskaper – Skjørbutjønn

BOF₅: Sedimentprøver er innen 24 timer forberedt og fortynnet med standard BOF næringsløsning for kjøring av BOF₅ over 3 paralleller ihht standard metode. I Skjørbutjønn ble 10ml sediment homogenisert med 240ml fortynningsvann. Fra denne suspensjonen ble 5, 25 og 100ml hentet ut og fortynnet til 300ml BOF flaske.

KOF: Sediment er fortynnet 1ml til 99 ml avionisert vann og etter homogenisering tilført KOF reaksjonskuvetter for KOF-nivå 1500 mg/L før kjøring i reaktor 150°C ihht standard metode

Tørrstoff: Prøvemateriale tørket ved 105 °C inntil standard vekt oppnådd, typisk 3x 30min.

Resultater:

BOF₅ Skjørbutjønn 233 mg/l O₂ pr ml sediment.

KOF Skjørbutjønn 670 mg/l O₂ x 50 fortynning = 33500mg/l O₂ pr ml sediment

Tørrstoff: Skjørbutjønn 6,7%

Tolking: KOF verdiene er i nivå som sett i flere andre krypsivdominerte forekomster, og hva gjelder BOF₅ verdien, så er det ikke usannsynlig at mekanismen som virker i Skjørbutjønn er samme som beskrevet for Åvedalsvannene; redusert BOF₅ fordi omrøring og høy temperatur gjør at lettest biotilgjengelig materiale tas ut raskt. Hydrolab-verdiene beskriver imidlertid at oksygenforbruket langs bunnen er under press, *noe som er særmerket i et vann som er så grunt og ikke har utviklet termoklin*, og sammenlikning med Åvedalsvannene skal derfor ikke trekkes for langt. Særmerket er også at sedimentene i Skjørbutjønn har særdeles lave tørrstoffinnhold. Avvikene mellom denne vannforekomsten og øvrige, gjør at verdiene for Skjørbutjønn registreres, idet det anbefales at oksygensituasjon gis oppmerksomhet ved vinterundersøkelse, for å avklare om denne vannforekomsten utgjør en avvikende form hva gjelder krypsivbelastede forekomster.

6.5.6. Kontroll – søndre basseng Tronstadvann

Tronstadvann er en langsmal innsjø av snaut 5 km lengde, i nord tilknyttet 2km lange Birkelandsvannet. Innsjøen ligger i naturlandskapet, uten tilknytning til nevneverdig befolkning eller landbruk. Hoh er 42m. Tilhører Lundeelva sitt nedslagsfelt. Benyttes som drikkevannskilde for Kristiansand, Søgne og Songdalen kommuner, og er derved undergitt en tapping/regulering som i noen grad gjør den sammenliknbar med kraftpåvirkede vannområder, men er ikke utsatt for krypsiv i nevneverdig grad. Krypsiv forekommer imidlertid i innsjøen, og især i sør hvor undersøkelsen ble utført. Formålet med undersøkelse også av Tronstadvann, var å få sedimentprøver for BOF/KOF så vel som bilder fra typisk bunnsituasjon fra en innsjø som ikke er vesentlig påvirket av krypsiv eller krypsiviltak.

Undersøkelsene i Tronstadvann ble utført 041014. i søndre basseng. Bekk kommer inn fra øst i dette bassenget. Sedimentprøve ble tatt fra 25 meters dyp. Sedimentene er lysere og mer variert i fargen, med innslag av noe identifiserbart detritus, så som barnåler og blader, jf foto under. Sedimentprøve tatt til lab for samme analyse som øvrige prøver.



Det ble senket ned fotorigg til dyp fra 25 til 5 meter i Tronstadvann for å få sammenlikningsbilder fra ikke-krypsivskadet vannforekomst fra flertall dyp. Siden Tronstadvann utgjør sammenlikningsvannforekomst for alle krypsivskadede forekomster behandlet her, så tas med undervannsbilder fra alle relevante dyp; 25m, 15m, 8m og 5m Disse er gjengitt på følgende sider, men viktige elementer oppsummeres her; Generelt finner man innslag av plantedeler og strø på alle bildene, og det er strukturer på bunnen som viser at sedimentpålagingen ikke er så rask eller omfattende at det dekker over strøfallet og skaper noen enhetlig sedimentflate.

Undervannsbilder fra Tronstadvann-sør i nærliggende posisjoner mot SØ for avtagende vanddyb. Alle bilder blitsbelyst med samme innstilling. Noe naturlig lys på siste bilde.

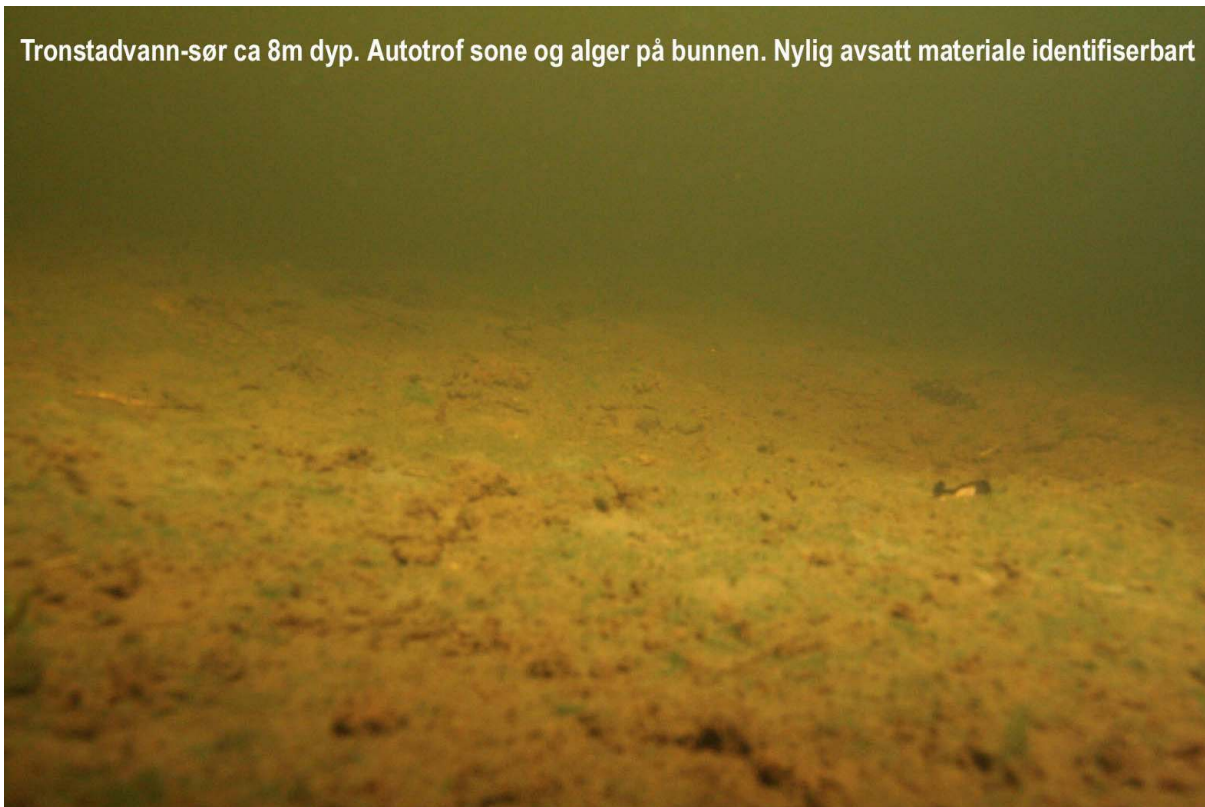
Tronstadvann-sør på 25m vanddyb. Bemerk innslag av plantemateriale på sjøbunnen. Partikkelforurensning/oppvirvling skyldes at kamerarigg har vært borti bunnen.



Tronstadvann-sør ved ca 15m dyp. Kamerarigg har støtt mot bunn og gitt oppvirvling, men barnåler og andre innslag av makromateriale er identifiserbart



Tronstadvann-sør ca 8m dyp. Autotrof sone og alger på bunnen. Nylig avsatt materiale identifiserbart



Tronstadvann-sør ca 5m dyp. En stim nyskjerrig abbor fulgte kamerariggen ned. Også her innslag av makromateriale fritt på bunnen.



Bildene fra Tronstadvann skiller seg fra bildene fra krypsivskadede områder ved innslaget av synlig/identifiserbart makromateriale på bunnen i alle dyp. Når dette materialet består av relativt lett flyttbart tidligere flytende materiale (plantemateriale), så gir dette grunn til å anta at sedimentpålagringen her er lavere enn i vannområder hvor sedimentslette dominerer.

Sedimentegenskaper – Tronstadvann

BOF₅: Sedimentprøver er innen 24 timer forberedt og fortynnet med standard BOF næringsløsning for kjøring av BOF₅ over 2 paralleller.

KOF: Sediment er fortynnet 1ml til 99 ml avionisert vann og etter homogenisering tilført KOF reaksjonskuvetter for KOF-nivå 1500 mg/L før kjøring i reaktor 150°C ihht standard metode

Tørrstoff: Prøvemateriale tørket ved 105 °C inntil standard vekt oppnådd, typisk 3x 30min.

Resultater:

BOF₅ Tronstadvann: 380 mg/l O₂ /ml sediment

KOF Tronstadvann: 1110 mg/l O₂ x 50 fortyning = 55500 O₂ /ml sediment

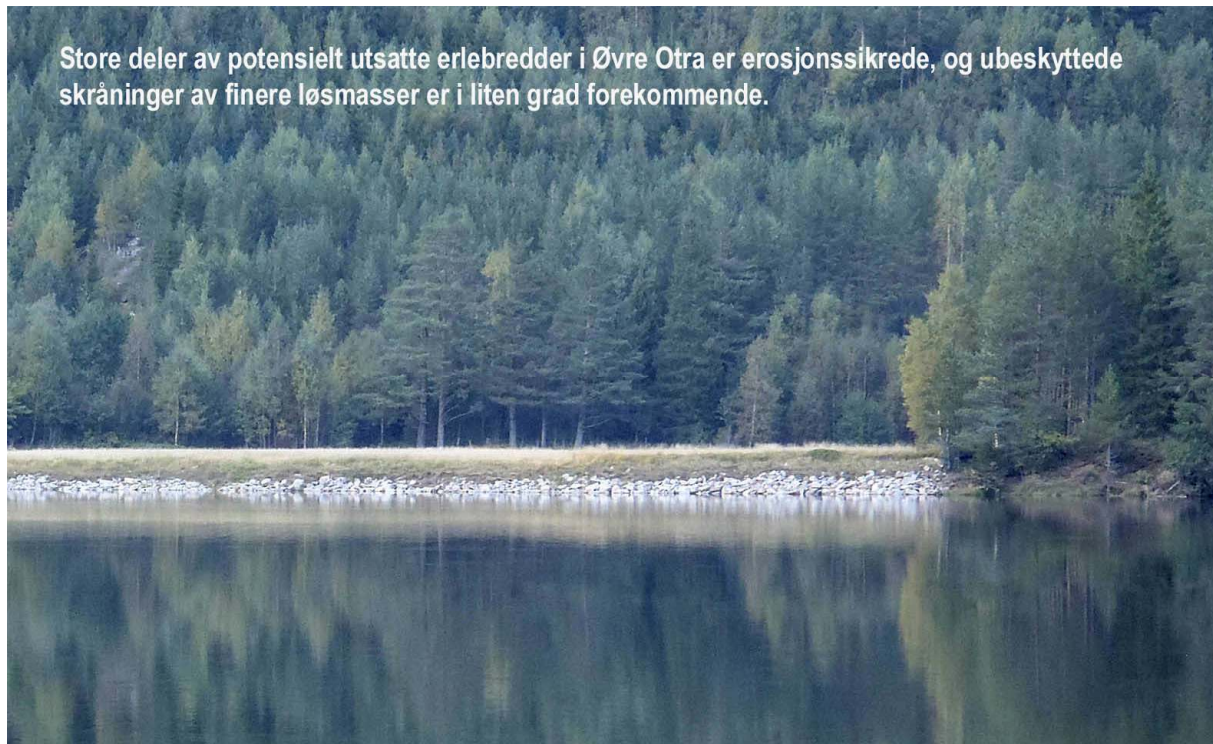
Tørrstoff Tronstadvann 12,5%

Tolking: Forekomsten benyttes som kontroll for tolking av krypsivbelastede vannforekomster.

6.6 Skadevirkning på elvebredd og strandsoner (erosjon) som følge av kunstig sterk isgang etter innfrysingsforsøk

Denne problematikken er undersøkt ved å befare utsatte elvesvinger og oppstuvningsområder i Øvre Otra, som typisk vil ha vært utsatt for den – ismessig sett – vellykkede innfrysingsforsøket i Øvre Otra 2011. Områder er vurdert visuelt og typeområder og observasjoner samt funn er GPS logget og fotografert.

Resultater: Det var overaskende lite spor å se etter de kreftene som ismassene nødvendigvis må ha utøvet på utvalgte innsnevninger og yttersvinger i elveløpet mellom Brokke og Åraksfjorden. Riktignok er viktige deler av elveløpet nå forbygget, jf foto under, og disse omfattet formodentlig de avsnittene som i sin tid var mest erosjonsutsatte, men det er allikevel avsnitt uten slik sikring i yttersvinger og innsnevninger som bør ha møtt iskreftene.



Allikevel kunne ingen markerte eller sannsynlige spor etter iserosjon registreres på de punktvisse undersøkelsene av elvebredden her utført.

Derimot forefinnes mindre og pågående erosjon langs bredden i visse avsnitt, men utformingen av disse bruddene peker mot alminnelig hydraulisk erosjon av begrenset virkning, og ikke markerte erosjonsbrudd forårsaket av is, jf nedre bilde neste side. Tilsvarende finnes det åpen men begrenset naturlig erosjon i sandige bredder inn mot Tjurrmo-bassenget.

En mulig viktig årsak til begrensede skadevirkninger av isgangen, er også at øvre Otra er så rik på grovere moreneinnslag at svært mange av gjenværende naturbredder har erosjonsmessig god utforming med slake og steinrike bredder som ikke lar seg undergrave, og som ikke tillater direkte erosjonskrefter inn mot vegetasjonslaget. Øvre bilde på neste side viser en slik utforming.

Typisk naturbredd i Øvre Otra: godt innslag av stein og velutviklet gressmatte og siden busk- og treoppslag i slak utforming gir begrenset grunnlag for iserosjon.



Svak erosjonsskade i ubeskyttede masser i øvre Otra. Her vil manglende kantvegetasjon naturlig være del av forklaringen.



6.7 Forurensning som partikkelforurensning av krypsivtiltak underveis (undersøkelse klipping og harving av krypsivområde i sanntid).

Problematikken er undersøkt ved å ta vannprøver oppstrøms og nedstrøms elvestrekning som var under klipping og harving og hvor aktivitet hadde pågått slik at modifisering av vannfasen vil ha funnet sted dersom tiltaket har slike virkninger. Vannprøvene er tatt til laboratoriet (Terrateknikk egen lab) og analysert for turbiditet (Otra og Mandalselva) og totalt suspendert stoff (TSS).(Mandalselva).



På lab er turbiditet analysert på Orbeco-Hellige nephelometer. Bemerk at grenseverdier i offentlige veiledere nå gjerne er angitt i FTU istedenfor NTU. NTU er Nephelometer Turbidity Unit, og forutsetter at turbiditetsmålingene er foretatt på et ekte nephelometer (90 grader avlesning av scatter i forhold til strålegang fra lyskilden). FTU er forkortelse for Formazine Turbidity Unit, en måleenhet kompatibel med NTU men som ikke forutsetter at målingen er gjort med Nephelometer.

OTRA

Otra nedstrøms Venneslafjorden prøvetatt 131014 under aktive tiltak i Venneslafjorden. Vannføring ved prøvetaking: 222 m³/sek. Idet det var gjort klippe- og harvetiltak et flertall steder i fjorden de siste ukene, ble oppstrøms prøve tatt ved Grovane, oppstrøms Venneslafjorden, nedstrøms prøve ble tatt i utløpet av Venneslafjorden, ca 500m fra tiltak.

Turbiditet oppstrøms	1,80 NTU
Turbiditet nedstrøms	3,90 NTU

MANDALSELVA

Mandalselva ved Sveindal prøvetatt 250914 under aktive klippe/harvetiltak ved Sveindal. Vannføring ved prøvetaking: var 58 m³/sek. Oppstrøms prøve ble tatt ca 1,5km oppstrøms tiltak. Nedstrøms prøve ca 1km nedstrøms tiltak.

Turbiditet oppstrøms	0,60 NTU
Turbiditet nedstrøms	2,40 NTU

TSS (Totalt Suspendert Stoff) målt ut fra 1l sampel av prøve fra samme plass. Standard metode (vakuumfiltrering over 47 µm GF filter, tørking 105°C)

TSS oppstrøms	0,4 mg/l
TSS nedstrøms	2,5mg/l

TSS målingene beskriver en markert økning i transport av faststoff i elva. Ved en vannføring på 25m³/sek. så utgjør økningen i TSS nedstrøms Sveindal en transport på 325kg sediment pr time, og 7,8 tonn pr døgn dersom utlekkingen av sediment fra tiltaksområdet er jevn.

Vurdering

De to prøvene, Otra og Mandalselva, er forbausende like resultatmessig, og hensyntatt tilstanden i oppstrøms vannforekomst.

Veileder 01-2009: "Klassifisering av økologisk tilstand i vann" bruker mengde suspendert stoff istedenfor NTU/FTU for vurdering av vannets turbiditet. Her er parameterverdien for klare lavlandsvassdrag at mengde suspendert stoff er < 10mg/L med en uorganisk andel > 80%, noe som tilfredsstilles av målingene fra Mandalselva.

Klassegrensene for fysisk-kjemiske parametre etter SFT gammelt system (SFT 97:04) omfatter imidlertid grenseverdier for både TSS og turbiditet som FTU. Ved kategorisering ihht disse, faller målingene for Mandalselva og Otra i kategori "dårlig" for turbiditet (tilstands-klasse "dårlig" er fra 2-5 FTU), men i kategori "god" hva gjelder TSS ("god" = .1,5-3 mg/l).

Økning i suspendert stoff målt som TSS flytter måleverdiene i Mandalselva fra "Meget god" og til "god", *selv om partikkeltransporten øker ganske vesentlig*, jf beregning over. I denne sammenhengen er det rimelig å legge vekt på at Mandalselva ved Sveindal er en rentvannsstrekning hvor lav TSS forventes, og hvor en økning av partikkelbelastningen på over 7 tonn pr døgn utgjør en mer vesentlig endring her enn i en mer uturbanisert del av vassdraget.

Drikkevannforskriftens krav til turbiditet er bedre enn 2 FTU. Verdi på 2,40 og 3,90 NTU betyr svak uklarhet.

Samlet tyder målingene på at oppvirvlet materiale hva gjelder uorganisk materiale avsettes rimelig raskt nedstrøms tiltaksområdet (= begrenset økning i TSS), mens turbiditetsverdiene tilsier at noe partikler har virkning også i betydelig avstand fra tiltaket (som økning i FTU).

Den rimeligste forklaring på dette er at økt FTU langt nedenfor tiltaksområdet skyldes partikler med spesifikk vekt nær vann, og som lett holdes i suspensjon. Dette vil kunne være fra biofilm (alger o.a.), eller partikulært organisk fra nedbrytning og/eller sediment avlagret under krypsivbestandene og suspendert under renskiltakene. Dette tyder på at partikkelforurensning som typisk igangsettes av denne type aktivitet, bunnfelles innen rimelig avstand fra aktiviteten.

7. Diskusjon

Diskusjon følger inndelingen i tema (berørte kapittelnummer er satt i parentes), og konkluderer innen hvert tema, idet de mer helhetlige betraktningene følger i kapittel 8 med konklusjoner.

Skadevirkninger av kjøring på elvebredden og av isgang (6.1 & 6.6). Det interessant å merke seg at de mekanisk sett mest voldsomme tiltakene utøvet på vassdragene for krypsivrensning, så som rensking ved innfrysing, flomløft og isgang samt opprensning av sjøbunn med store anleggsmaskiner, fremstår å ha gitt opphav til relativt små skadevirkninger på vassdragene, elv/innsjøbredder og kantsonen langs vassdragene. Dette på tross av at innsjø/elvebredd kan fremstå som ganske herjet når tiltakene er under gjennomføring, både hva gjelder isgang i Otra under opprensningene nedstrøms Brokke i 2011, og opprensningstiltakene med anleggsmaskiner i Kvina ved Lindefjell 2010 og i Otra i Venneslafjorden 2009 og 2010. Se også bilder i kapittel 6.3.2.a.

Det vil være sannsynlig at de begrensede virkningene av disse tiltakene skyldes samvirke av et knippe faktorer som alle er nært knyttet til egenskapene ved elvebredd/innsjøbredd, slik:

- Bredden omfatter allerede – grunnet bølgevasking/utvasking, sorterte masser av større erosjonsstyrke og kjørestyrke enn tilgrensende materialer høyere i strandsonen og ut på dypere vann.
- Vegetasjonen i tørr del av elvekant/vannkant er gjerne blåtopp og andre rotfaste gressarter samt urter og vier som tåler både neddykking og de ikke ubetydelige mekaniske belastningene som følger av flom – og derved også andre belastninger
- Området som skades mest av kjøring og isgang, er det samme området som utsettes mest for rensing og masseforflytning som følge av bølgeaktivitet og strøm, og hvor derfor også kjørespor og skader raskt dekkes, slettes ut og/eller repareres.

I det følgende detaljeres og diskuteres dette ytterligere:

Graving for krypsiv og mudderrensning i innsjøer (6.2). Denne tiltakstypen fremstår *ut fra tilgjengelig materiale* ikke å forårsake store skader i de områder hvor det er forsøkt i stor skala (Venneslafjorden i Otra og Lindefjell i Kvina). Dette kan være en kombinasjon av flere forhold:

- Begge de aktuelle vannområdene kunne reguleres ned forut for tiltakene, noe som tillot at arbeidene i det vesentligste ble utført på tørrlagte masser. Dette reduserte vesentlig mengden med gravemasse som suspenderes og føres bort med strømmen, og derved belastningen av partikkelforurensning, rék av krypsiv og forflytning av mudder og krypsiv til dypområder i vassdraget.
- bunn i aktuell del av Venneslafjorden består av siltlag av betydelig mektighet, uten et dekklag av annet materiale over og som må hensyntas ved opprensningen. Det var følgelig ikke fare for at et verdifullt materiallag forsvant som følge av opprensningen.

Dersom det hadde eksistert et begrenset (les: tynt og/eller mekanisk svakt) substratlag på sjøbunnen i renskområdene i Venneslafjorden, så er det sannsynlig at skadevirkningene på innsjømiljøet ved oppgraving av krypsivmudder og krypsiv kunne blitt større. Et eventuelt verdifullt naturlig substratlag av eksempelvis grov sand eller grus som utgjort naturlig sjøbunn før krypsivetabletering og mudderdekking, ville dels vært utsatt for kjøreskader ved at laget kjøres i stykker og blandes med tilgrensende masser (mudder/silt/finmasselag), dels bli

tapt ved at man uforvarende gravde opp dette topplag ut sammen med krypsivmudderet. I Venneslafjorden var krypsiv-mudderlagene på renskområdene 2009-2010 stedvis > 0,5m tykke, og det kunne her vært en utfordring for maskinfører å identifisere et tynt materiallag.

Graving for krypsivrensing i strømmende vann. Dersom tiltaksområdet er dominert av høy vannhastighet (periodevis >1m/sek) og egnede fraksjoner, vil naturlig bunn gjerne bestå av et hardpakket lag av grus og andre løsmasser. Dette "panserlaget" kan ha betydelig styrke, er i alminnelighet lett å identifisere av maskinfører under renskarbeider, og kan tåle betydelig belastning hva gjelder kjøring og belting. Imidlertid kan et slikt lag bare etableres hvor det tilføres egnede blandinger av løsmasser, stedvis muligens supplert kjemisk med jern som aktiv komponent, slik at grovere korn (grus/småstein) kan sammenkittes av finere materialer. Mangler de finere fraksjonene slik at bunnmaterialet utelukkende domineres av grus/småstein – slik som i gyteområder for laks, kan grunnlaget for å etablere et gruspanser være borte, og substratlaget vil være sårbart for tiltak som graving og kjørebelastning.

I Venneslafjorden er gruspanser etablert på strømddominerte områder i inn- og utløpet av Venneslafjorden, og da utløpsområdet ble senket 2008 for å forberede krypsivtiltakene (2009-2010 foreløpig) så fikk man erfaring med arbeide i dette laget med beltemaskiner og dumpere. Her var det ikke krypsivrensing som var formålet, men både graving i laget og kjøring på bunn hvor dette laget var intakt viste de karakteristika med hensyn til styrke og stabilitet som beskrevet over, og beskriver at man ved intakt gruspanser skal man kunne drive krypsivrensing uten å skade eller tape dette laget i nevneverdig grad.

I elveområder dominert av lavere vannhastigheter og/eller hvor materialfraksjonene ikke har gitt dannelse av gruspanser (jf over), så kan det være vanskeligere for maskinfører å identifisere det opprinnelige materiallaget, og fare for skade/oppgraving og kjøreskade er til stede. Dette vil særlig kunne være et problem å hensynta ved krypsivrensing over (tidligere) gyteområder/viktige bunndyrområder hvor gruslaget er en kvalitet ved området og skal ligge tilbake når krypsiv og mudder er fjernet.

Også av viktighet er at gruslag i de fleste fall har en erosjonshindrende betydning, noe som betyr at fjerning av dette laget kan åpne for erosjon i underliggende svakere lag. Dette sees ofte som funksjon av uheldig bekkerensk/elverensk, hvor fjerning av beskyttende bunnlag av grus/småstein bidrar til erosjon og gjerne bunnsenkning i berørt avsnitt.

Forholdene beskrevet over lar seg allikevel håndtere i noen grad, og diskuteres i kapittel 9 – tilråding om tiltak.

Klipping, harving og spyling (6.2) utgjør den andre gruppen med mekaniske rensiltak som er gitt oppmerksomhet. Her er det etter hvert godt erfaringsgrunnlag, da det er utført et stort omfang av tiltak av denne typen i Agderfylkene. Det er de seneste år især Amfibieservice as i Froland som har levert denne tjenesten til en serie bestillere i fylkene.

Klipping (6.2) har gjerne vært hovedtiltak og/eller førsteårstiltak i disse områdene. Slik resultatene fremkommer, så er skadebildet av disse tiltakene varierende, men fremstår i hovedsak som små; maskinene gir ikke eller bare små skader i elvekanten eller på elvebunn/innsjøbunn.

Harving type mekanisk eller ved spyling (6.2), har som formål å rive bunnssubstratet fra hverandre og frigjøre planter og mudder, og gir derfor som funksjon naturlig nok opphav til lokalt sterk bunnerosjon og endringer. I en innsjøbunn av verdi for bunndyr og naturlig forekommende fauna, vil slik erosjon og omrøring av naturlig substrat kunne være negativt; hvor mye evertebrater dislokaliseres, mikrotopografi ødelegges og ønsket planteliv rives løs. Hvorvidt slik erosjon/omrøring er skadelig i et miljø *dominert av krypsivbestand og krypsivmudder* er ikke entydig klart; på den ene side skaper erosjonen som harvingen utgjør, endringer i innsjøbunnen bort fra den struktur som naturlig avlagring av bunnmateriale og virkning av strøm og bølger har avstedkommet. På den annen side omrører harvingen bunnmaterialet så sterkt, at det lette krypsivsedimentet blir resuspendert og/eller omrørt/revet løs og prisgitt belastninger av strøm og bølgevirksomheter på sterkere måte enn før harving. Dersom sedimentlagene dannet av krypsiv, er så tykke/omfattende at harvingen ikke berører opprinnelig bunn, så er det bare ikke-ønskede organiske sedimenter og planteliv som direkte berøres. Forutsatt at harvingen samtidig medfører oppriving og fjerning av en del krypsivmateriale (ved oppsamling i lense eller på annen måte), så er det en komponent som kan veie opp for skadevirkningene av suspensjon og spredning av mudder og spredning av krypsiv som tiltaket utgjør. Dersom harvingen skjer *uten at krypsiv samles opp*, så medfører tiltaket suspensjon av krypsivmudder og potensielt tilmudring på nye bunnområder (som minimum i randsoner av tiltaksområdet), løsriving og spredning av krypsiv. Dette gir dels en komponent hva gjelder spredning av krypsiv og økt areal av mudderpåvirket elvebunn/sjøbunn, dels virkning på dypere vannområder som fungerer som sedimentasjonsbassenger. Hvorvidt disse skadevirkningene oppveies av de midlertidige bestandsreduksjonen harvingen utgjør, må vurderes for hvert enkelt tilfelle, og utfallsrommet er betydelig. To eksempler skal her beskrives:

- Dersom det harves i en elvestrekning med verdi som gyteområde/oppvekstområde for laksefisk, hvor harvingen kan styres så naturlig bunnssubstrat ikke fjernes/føres bort, og hvor det ikke eksisterer innsjøer/terskelbassenger eller sakteflytende områder nedstrøms hvor krypsiv og krypsivmudder kan etablere seg i nye bestander eller sedimentere til skade for interessene her, så vil harvingen kunne utgjøre et egnet tiltak (rensking/revitalisering av gyteområder). Lavereliggende gyte- og oppvekstområder/anadrome strekninger hvor det ikke er terskelbasseng/innsjøer mellom aktuell strekning og utløp til sjø vil kunne falle i denne kategorien.
- Dersom det harves i elvestrekning et stykke oppe i vassdraget, hvor krypsiv står på mekanisk svak bunn, så kan harvingen dels påvirke/skade naturlig bunn under mudderlaget, dels frigjøre mudder og krypsiv for transport nedover vassdraget. Selv med oppsamling vil noe krypsivmateriale passere lensene, mens mudderet i sin helhet vil passere og kunne påvirke/avlagres på nedstrøms strekninger. Forbisluppet krypsiv vil dels gi opphav til etablering av nye krypsivoppslag nedstrøms, dels – sammen med muddermaterialet - sedimentere i stillevannsområder og dypområder med potensiell virkning for nedbrytning og oksygensituasjon her.

Skadevirkninger av rék av krypsiv (6.3) til skade for strandområder og med økt fare for nyetablering av krypsiv i påvirkede vannområder.

I denne sammenhengen er tiltaket *klipping* et av de mest nærliggende, da det gir opphav til svært store mengder plantefragmenter med *stort potensiale* til å forurenser nedstrøms strekning/strandområder med krypsivrék og bidra til spredning av krypsiv fremstå som viktigste skadevirkning. Klippingen slik den nå (2014) gjennomføres i Agderfylkene med amfibie-klippemaskiner og oppsamling fremstår imidlertid som i hovedsak lite skadelige. Viktig i denne vurderingen er at klippingen utføres/skal utføres på en måte som *tar vare på klippet materiale, og samler opp klippet men avdrevet materiale*. Dette gir dels en netto transport av organisk materiale *ut* av vassdraget, dels holdes spredning av krypsiv som følge av rensktiltaket på et lavt nivå.

Også harving gir opphav til frigjørelse av betydelige mengder krypsivmateriale sammen med mudder. Virkningen av harving skiller seg imidlertid fra klipping ved at et betydelig antall småplanter, komplett med festeorganer/rot så vel som nedre del av større krypsivplanter frigjøres. Uten at dette er undersøkt nærmere, vil det ikke være overraskende om etableringssuksessen av komplette småplanter er størst hva gjelder nyetablering av krypsiv på basis av rék/vanntransportert materiale.

Harving/spyling benyttes gjerne som avsluttende og/eller kompletterende tiltak til klipping, og det er derfor naturlig at oppsamling av klippet og friharvet materiale er gitt stor oppmerksomhet av aktørene som forestår denne type arbeid.

I rolig strømmende vann vil maskinens oppsamling av klippemateriale og oppsamlende lenser kunne håndtere dette effektivt til fordel for sterkt begrenset tap av rék videre med strømmen. Allikevel viser undersøkelsene utført september og oktober 2014 at klipping og harving gir opphav til et jevnt (dvs under hele tiltaksperioden) tap av plantemateriale av krypsiv – som med sannsynlighet er egnede spredningsemner. Dette ble registrert under tiltakene både i Mandalselva (klipping og harving ved Sveindal) og i Otra (klipping og harving i Kilefjorden og i Venneslafjorden).

I innsjøer/større elveloner vil denne virkningen være større, da klippet materiale som flyter på overflaten kan føres med vind til stranding i vannkant annensteds enn å føres til samlelense. Først ved flom/forhøyet vannstand vil slik materiale frigjøres for strøm og vindtransport igjen.

Undersøkelse i Venneslafjorden november 2014 viser at strandet klippe/harvemateriale (identifiseres av klipping og stort innslag av opprevne/oppharvede småplanter) gjenfinnes i drift og forflyttes i vassdraget mer enn en måned etter at tiltak er avsluttet og lenser er fjernet.

I elver hvor vannhastighet er for stor for oppspenning av lense, kan rék av klippet krypsiv være betydelig. I disse områdene vil det være viktig å ha formening om vannområdene nedstrøms vil kunne skades av tilførsel av småplanter/vekstanlegg av krypsiv, allerede er "fulldekket" av krypsiv eller grunnet fysiske og/eller /fysiologiske forhold ikke påvirkes særlig av krypsivrék. Første kategori kan eksemplifiseres av Øvre Otra (Brokke til Ose), hvor dominerende stillevannsområder utgjøres av allerede krypsivdominerte terskelbasseng og vannområder, og hvor skadepotensialet som følge av rék er begrenset. De to sistnevnte kan *innledningsvis* eksemplifiseres av: a: hurtigstrømmende elv – tilstrekkelig til at ikke tillater krypsiv avsettes og etableres og b: tiltaksområdet er straks oppstrøms sjøen eller oppstrøms annen vannforekomst hvor krypsiv ikke kan etableres. Til a. og b. skal allikevel repliseres at a: krypsiv kan etableres – fra planteanlegg/avrevet komplett plante – i til dels sterkt strømmende vann, herunder i gyteområder for laks (typisk hastighet +/- 1m/sek.) og at b: krypsiv i Otra vokser i tuedannende og stedvis mattedannende struktur til nederste kilometer før utløp sjø, vel inne i sjøvannspåvirket område. Punkt b vil imidlertid også omfatte reguleringsmagasiner, og der hvor disse kjøres > 3m ned i løpet av vinteren, vil grunnlaget for krypsivetablering i vann og overlevelse fra et år til et annet være liten.

Ovennevnte gir støtte for at oppsamling av alt krypsiv fra rensiltakene bør være regelen. Krypsivrensing i strømmende vann hvor samlelense ikke kan spennes, *bør derfor ledsages av krav om at samlelense skal plasseres på første mulige oppsamlingsområde videre nedover vassdraget.* Særlig viktig vil dette være hvor nærliggende nedstrøms områder har dokumentert stor verdi for allmenne interesser og er utsatt for skader som følge av rék. Potensielt er Nedre Otra i denne kategorien; Tiltak i Venneslafjorden vil ha inntaksdam for Vigeland kraftverk (*sedimenteringsfunksjon ikke avklart*) som nærmeste stillevann. *Deretter følger den samlede anadrome strekning i Otra, og derved en elvestrekning av særlig stor verdi for allmenne interesser og hvor store ressurser er nyttet for å oppnå dette.*



Økt metanproduksjon (6.4) fra landbaserte deponier/komposter av mudder og krypsivmateriale fra krypsivtiltak. Et ganske nytt moment i vurdering av virkningene av krypsiv og fjerning av krypsiv, men et logisk tilskudd i og med den berettigede oppmerksomheten som alle kilder til den potente drivhusgassen metan utgjør.

Temaet er komplekst, idet metanregnskapet har virkninger både i de urørte krypsiv- og mudderforekomstene ute i vannet, når krypsiv og mudder er ført på land og til sist i det alternativet at mudder og krypsiv ved krypsivtiltak forflyttes fra en plass i vannforekomsten og til en annen, og hvor metanregnskapet også ved dette derved kan endres.

Hva gjelder utlekking av metan fra de etablerte lagrene/mellomlagrene/kompostene av krypsiv etablert på land etter krypsivtiltak i Agder og undersøkt i denne studien, så viser det seg at tette og dårlig drenerte lagre av både rent plantemateriale og av mudderdominert materiale avgir metan, mens lagre plassert i drenerende masser og i bratte skrånninger ikke eller i mindre grad avgir metan. Samtidig fremstår det som om de store materiallagrene (2009-10 tiltakene tilknyttet Venneslafjord-prosjektet) avgir relativt lite metan i forhold til lagret volum, dette oppfattet dels som sakte gassregenerering i gassmålebrønnene, og manglende respons på *Near Surface* målinger på overflaten av deponiene. Gassmåler benyttet ved disse målingene registrerer metan i luft i konsentrasjoner ned til 50 ppm, og egner seg derfor godt til å påvise utlekking av metan fra materiallagre (anaerob jordgass gjerne > 40% CH₄, > 40% CO₂). Det fremstår ut fra dette som eksisterende komposter og materiallagre av gravemateriale fra krypsivtiltak vil avgi metan når ufullkomment lagret/-kompostert, men at gassavgivelsen i forhold til lagret volum antas liten. Løsningen på problematikken er forholdsvis enkel; lett nedbrytbart materiale (krypsivmudder) bør benyttes som jordforbedring eller på annen måte spres i tynt lag, rene plantekomposter (klippe-materiale av krypsiv) anlegges i skrått terreng, løst nok til at aerob nedbrytning tillates.

Diskusjon om metanavgivelse fra materiallagre av opprensket krypsivmateriale, vil imidlertid være ytterst ufullstendig om ikke virkning av opprensning av krypsiv og mudder på metanproduksjonen i vannmassene tillegges vekt. Sedimentflatene i de store krypsivforekomstene man finner i Øvre Otra, i Otra ved Evje og i Venneslafjorden, i Mandalselva ved Sveindal, i Kvina ved en rekke lokaliteter og i Sirdal er typisk sterkt gassproduserende (Delsonro, T. et. al. 2010). Halvparten av dette vil typisk være metan fra anaerob nedbrytning, (gassfordelingen ikke målt, da det er utenfor denne studien). Metanregnskapet fra sedimenter er komplisert, (jf. Huttunen J. T. et. al. 2006) men kan potensielt bety mye for samlet metanregnskap. Mens materiallagrene på land, så som ved Venneslafjorden er i liten utstrekning og kompakte, og fremstår å avgi lite metan hvor forekommer, så er sedimentene på sjøbunnen aktivt gassavgivende og spredt over store arealer. Gassen stammer i liten grad fra aerob nedbrytning, sterkt begrenset som denne er av tilgangen på oksygen (oksygen i vann maks ca 10mg/l v/10c). Det er grunnlag for å anta at produksjonen av metan er vesentlig høyere hvor sedimentene er løst oppslemmet i vann, som vil gi bedre dyrkingsrom for bakterier enn tettere pakket materiale med begrenset til liten vanntilgang. Ut fra dette kan - inntil beregnede eller målte verdier foreligger – legges til grunn at metanregnskapet ved deponering av krypsiv og krypsivmudder på land gir lavere metanproduksjon enn ved avlagring som sedimentbanker i vannforekomstene. Dersom materialet tatt på land komposteres og/eller benyttes som jordforbedring blir regnskapet enklere; null metan ved landlagring, potensielt svært mye fra organiske avlagringer i vann.

Ovennevnte betyr imidlertid at vekting av forskjellige krypsivtiltak med hensyn på virkning på metanregnskapet, får et nytt ledd; *vektingen av metanvirking av krypsivtiltak som bringer krypsiv og mudder opp på land, kontra tiltak som forflytter krypsiv og eventuelt mudder internt i vannforekomsten*. Utenlandske studier viser at metangassing fra innsjøer/innsjø-sediment er viktig bidrag til metanutlekking til atmosfæren. Dersom krypsivtiltak i Sør Norge kan få vidt forskjellig virkning på metanregnskapet avhengig av valgt metodikk, vil det være

viktig å få klarhet i dette som et moment i vektingen av de forskjellige tilnærmingene til krypsivkontroll og metoder. Det er her nyttig å legge et par premisser i bunn før vurderingene:

Krypsivtiltak som bringer høstet/fjernet materiale opp på land gir alle forutsetninger for å disponere dette materialet på en måte som tillater aerob nedbrytning gjennom hele nedbrytningsforløpet. Bevisansvaret i forhold til metanutlekking legges derfor over på krypsivtiltak som ikke bringer høstet/fjernet krypsivmateriale på land, og det er her to spørsmål som er av betydning:

- Hvorvidt grunnlaget for metanproduksjon i krypsivsedimentene er endret før som etter krypsivtiltakene (økt sedimentmekthet eller økt omfang av organiske sedimentflater)
- Hvor stor reduksjon i metanutlekking man vil oppnå ved å velge krypsivtiltak som tar krypsivmateriale opp på land kontra metode som lar organisk materiale være igjen i vannforekomsten og brytes ned der.

Begge spørsmålene er viktige, og det siste spørsmålet vil – når metodikk og målemetoder har blitt gode nok – gi grunnlag for å vekte metanreduksjonsdelen av krypsivtiltak som et av mange momenter som naturlig tillegges betydning når krypsivtiltak skal igangsettes. Inntil videre er man ikke der, men man kan allikevel trekke enkelte linjer i forhold til hvilke krypsivtiltak uten masseuttak som forventes gi forverret kontra uendret situasjon hva gjelder metanproduksjon. Spørsmålet turneres som følger:

I et vannområde med lav tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale i forhold til nedbrytningskapasiteten (avhenger især av oksygen- og temperaturforhold), vil bunnen kunne bestå av sedimentlag av organisk og uorganisk materiale, men hvor det organiske materialet har lav BOF verdi idet alt lett tilgjengelig nedbrytbart materiale allerede er håndtert ved aerob nedbrytning med CO₂ og vann som biprodukter. Botnegrasslettene i et typisk næringsfattig sørlandsvann (uten krypsiv...) vil utgjøre en slik organisk bunn med lav BOF verdi.

I en vannforekomst med høy tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale, eksempelvis grunnet jevnt dryss av organiske sedimentpartikler eller døde alger, vil aerob nedbrytningshastighet bare kunne håndtere tilførsel opp til en viss belastning. Over dette vil aerob nedbrytning klare å håndtere alt lett-nedbrytbart materiale tilstrekkelig raskt til å holde tritt med tilførselen. Dette gjelder også hvor *overflate-nedbrytningen* alltid er aerob.grunnet god utskiftning. Lett nedbrytbart materiale uten oksygentilgang åpner for anaerobe forhold I de tyngre belastede krypsivområdene i Agderfylkene, så er det rimelig å regne med en sedimentøkning på +/- 1cm/år. Dette krever ingen tung vitenskapelig begrunnelse; krypsiv dukket opp som skadevekst på 1970-80 tallet, og sedimentlagene nå 40-50 år etter er gjerne 40cm over hvor det tidligere var naturlig lobeliabunn. Sedimentpålagringen og konkurransen om tilgjengelig oksygen betyr at utveksling av oksygen fra vann over sedimentflaten og ned i sedimentene blir utilstrekkelig når man kommer noen cm ned i sedimentene. Fra disse lagene med anaerob nedbrytning, vil metan avgis som biprodukt, og bobler til overflaten. Fenomenet er lett å observere i især de tykkere krypsivsedimentene, hvor frigivelsen av gass kan være meget omfattende når man vader ut i sedimentene eller punkterer disse.

Ut fra ovennevnte legges til grunn at krypsivtiltak som endrer volumet av sediment under anaerob nedbrytning, endrer metanregnskapet for vannforekomsten. Denne endringen, som kan være positiv eller negativ, suppleres uansett av to positive virkninger på metanregnskapet:

- produksjon av krypsivmateriale reduseres som følge av krypsivtiltaket
- krypsivbestandens funksjon som sedimentfelle reduseres inntil reetablert.

To eksempler beskriver dette:

- Dersom tiltaksområdet er et stillevannsområde med allerede tykke avsetninger av krypsivmudder, så som i Sveindalbasenget i Mandalselva eller ved Brokke i Otra, så er dette avsetninger som allerede avgir metan, og hvor forflytning av organisk materiale (med vannstrøm) til annen vannforekomst og avlagring her *ikke nødvendigvis* medfører økt metanproduksjon i forhold til utgangspunktet.
- Dersom tiltaksområdet er et strømmende område, og hvor sedimentlagene er begrenset, så vil man anta at hoveddel av nedbrytningen er aerob, både grunnet begrenset tykkelse og virkningen av strømmende vann og et minimum av vanntransport rundt sedimentene. I dette fall vil frigjøring og forflytning av disse sedimentene med strømmen normalt bety at disse avsettes i første nedstrøms *stillevannforekomst*. Her vil ikke oksygeneringen være like god som opprinnelig sted, og grunnlaget for akkumulasjon kan/vil være større, noe som gjør at man kan forvente at nedbrytningen av sediment helt eller delvis endres fra aerob til anaerob. Dette vil gi økt metanproduksjon i forhold til utgangspunktet.

Begge situasjonene over er relevante å legge til grunn, da man finner en rekke varianter av disse i de mest krypsivplagede vassdragene i Agderfylkene.

Bildet under er tatt 30. oktober 2014 og er fra oppstrøms Sinnes i regulert del av Sira. Her har sedimentpålagring forårsaket av krypsiv og annen vannvegetasjon (flotgras) vært stor, og sedimentlag går stedvis opp i 40cm. Metanboblingen var her omfattende, og er igangsatt av at sedimentene nettopp er forstyrret.



Økt oksygenforbruk i dyplag (6.5) i innsjøer/vannforekomster ved at krypsiv og krypsivmudder fra opprensningstiltak avsettes i stillevannsområder nedstrøms tiltaksområdene, utgjør et kompleks tema hvor bare få svar foreløpig fremstår på noen måte. Temaet er nært knyttet til metanproblematikk som omhandles som sideordnet tema under punkt 6.4.

Undersøkelsene av krypsiv- og mudderbelastede vannområder utført i denne studien, er gjort i september og oktober, og som sådan i siste del av sommerstagnasjonen som berører de fleste av våre innsjøer. Ut fra vurdering av denne ene av de to stagnasjonsperiodene, fremstår det som om de større vassdragene har vanntransport nok, også på mer enn 20m dyp, til at noen form for sterk sjiktning ikke etablerer seg, og at oksygentilgang tillater aerob nedbrytning ned til sjøbunnen på kontinuerlig basis.

Sedimentprøvene viser at bunnen på typisk rolig område består av fluffy mudder, og at avlagringshastigheten er så stor at naturlig makropartikler (løv, gress, krypsiv) ikke gjenkjennes i noen grad på sjøbunnen, men antas å relativt hurtig dekkes av sediment. *Dette er imidlertid en antagelse som først vil bekreftes ved utsetting av sedimentfeller og måling av avlagringshastigheten.* Allikevel gir andre dypundersøkelser støtte til dette; den ikke-krypsivbelastede innsjøen Tronstadvann viser innslag av større plantedeler på sjøbunnen, og Manflåvann – som sannsynligvis nyter godt av høyere gjennomstrømning over bunnen år om annet – fremstår som et avlagringsområde for hovedsakelig makroplantedeler, kvist og annet, og fritt for mudder hva gjelder undersøkt dypområde.

Det er interessant at de små vannforekomstene i Sirdal, som er så grunne at termoklin vanskelig lar seg etablere, i det minste sommerstid, allikevel signaliserer forverrede oksygenforhold nærmest bunnen. Muddermassene i disse vannene fremstår fysisk/kjemisk som sammenliknbare med mudder fra dyplag i Otra, men uten de gunstige sirkulasjonsforholdene som dominerer i det store vassdraget. Derved oppleves i disse små vannforekomstene effekten av høyt oksygenforbruk tross at vannforekomstene er så grunne at dette ikke burde finne sted.

Virkningene av eventuelt oksygenvinn i disse små vannforekomstene kan være alvorlig, da vandyp er så lite at oksygenvinn vil kunne påvirke ikke ubetydelig del av bunnarealet i vannene. Dels vil oksygenvinn bety at påvirkede arealer skifter fra aerob nedbrytning og til langsommere anaerob nedbrytning og derved bidrar til at forholdet mellom sedimenttilførsel og nedbrytningshastighet forverres i forhold til situasjon med kontinuerlig aerob nedbrytning, dels vil det medføre tap av vertebrater i berørt innsjøbunn-areal. Auren og mobile evertebrater vil kunne overleve i overflatelag og/eller områdene begunstiget av de små men relativt permanent bekkene til/fra vassdragene og overleve, mens vannforekomstene kan miste fauna for øvrig på midlertidig basis.

Forurensning som partikkelforurensning etter krypsivtiltak (6.7) vil være en forventet effekt av mange av de aktuelle krypsivtiltakene, da fjerning av hele planten og ideelt sett også muddervolumet uvegrelig vil suspendere partikulært materiale i krypsivbestandene.

Gravetiltak for å grave opp mudder og krypsiv har potensiale til å gi opphav til massiv partikkelforurensning dersom utført i ugunstige lokaliteter og situasjon. Ut fra innhentede erfaringer vil graving av mudder i strømmende vann gi opphav til forurensning av vannet over lang avstand, dette fordi krypsivmuddret – som typisk består av nesten utelukkende organisk materiale hva gjelder mudder avlagret i stille eller sakterennende vannforekomster – bruker lang tid på å sedimentere.

Harvingen gir opphav til midlertidig sterk suspensjon av krypsivmudder, på lik linje med graving og andre tiltak som manipulerer de fluffy krypsivsedimentene. I denne sammenheng skal allikevel harving ved spyling trekkes frem spesielt; Mens graving og mekanisk harving skaper forflytning av partiklene ved å røre om disse, og skaper forflytning av vannmassene ved mekanisk vei, så frigjør høytrykksspylingen store hydrauliske krefter som har potensiale for å rive med seg vannmasser over lengre avstand enn en til sammenliknbar sakte bevegende grabb eller mekanisk harv. Forskjellen er godt synlig ved bruk av gravemaskin i stille vann; ved hensiktsmessig bruk av grabben kan tilslammingen holdes ganske lokalt. En vedvarende stråle av vann kan isteden igangsette bevegelser i vesentlig større vannvolum.

Slik tilslamming vil imidlertid – for opprensningstiltak i stillevannsområder så som innsjøer og elveloner – være lokal, og vil typisk påvirke/gi bunnfelling i tilgrensende områder som har samme problematikken, dvs krypsiv- og sedimentdekkede flater, og hvor oppvirvling og bunnfelling bare betyr intern fordeling av samme type materiale som allerede dominerer sjøbunnen. Dette forventes ikke å gi særlige virkninger så lenge sedimentforflytningen er mellom sammenliknbare innsjødyb. *Dersom tiltakene derimot medfører at suspendert materiale sedimenteres i dyplag i innsjø eller lon, kan dette gi opphav til uheldige virkninger.* Dette er behandlet i diskusjonene for 6.4 og 6.5.

Hva gjelder oppvirvling i områder med strømmende vann, så gjelder at oppvirvlet sediment (organisk dominert krypsivmudder) i noen grad synes å forbi i suspensjon lenge, som vist i turbiditetsmålingene fra Mandalselva og Otra, og de forventes derfor ikke å bunnfelle i elvestrekninger og andre biologisk viktige områder hvor det typisk er minimum av vannbevegelse. Derimot vil dypområder i elvene, terskelbassenger og innsjøer utgjøre naturlige sedimentasjonsbassenger for slik forurensning. Alle omrørings/erosjons/-suspensjonsprosesser beskrevet over, vil kunne ha negative virkninger dersom suspendert materiale sedimenteres i i innsjø eller stillevannsområde med begrenset kapasitet til å ta imot ekstra tilførsel av lett nedbrytbart organisk materiale. Dette er behandlet i diskusjon til kapittel 6.4 og 6.5

Krypsivmudder og krypsiv låst i is etter innfrysningstiltak er i en særstilling. Her settes på flom etter innfrysingen for å føre ut og etterrense tiltaksstrekningen. Det er derfor overveiende sannsynlig at materialet fra slik rensing avsettes først i et større vannområde/-innsjø, da både flom og det forholdet at mudder er satt fast i flytende materiale (is) vil legge til rette for transport ut av alle strømmende områder. Det betyr igjen at problematikken behandlet i kommentaren til kapittel 6.4 og 6.5 er aktuell.

8. Konklusjoner

I egenskap av å være en bred, innledende studie av et mangeartet tema og meget kompleks tema, skal konklusjonene som her presenteres betraktes med omtrentlighetens mine, og ikke etterlates uprøvde.

Hovedinntrykket hva gjelder mekaniske bekjempingstiltak, er at vassdragene og kantsonene fremstår i de berørte vassdragene fremstår som robuste og godt selvreparerende etter til dels store belastninger, og at anleggsskadene som utløses ved tiltak ikke skal tillegges særskilt vekt. Derimot anbefales å legge stor vekt på å avklare hvorvidt elve- eller innsjøbunn som skal renses omfatter verdifulle substratlag som må hensyntas. Dette vil naturlig gi føringer for valg av maskineri og/eller metode.

Klipping og harving fremstår som varierende tiltak både hva gjelder effekt og virkning. Tiltakene gir meget små skader hva gjelder mobilisering, og kan ha gode virkninger til lave kostnader hva gjelder fjerning av *krypsivvegetasjon*. Enkelte steder kan imidlertid klipping liksom andre tiltak som ikke fjerner røttene, gi grunnlag for fornyet vitalitet i krypsiv (Branderud 1995). Problemet med klipping og især harving, er at tiltaket avgir mye vitale planter, selv om oppsamlingsutstyr er montert. Dette har betydning dersom nedenforliggende vannområder kan skades av slik driv, og klipping vil derfor være en god metode for områder slik avklart. Harving igangsetter omfattende partikkelforurensning og partikkelspredning sammen med spredning av småplanter som følge av dette, og det er grunn til å stille spørsmål om restriksjonsnivået på harving bør være høyere enn på klipping. For disse tiltakene som for alle tiltak som medfører frilytende krypsivmateriale, *bør kravet om oppsamling av materiale med samlelenser eller annen metode med lite svinn/forbislipp være absolutt.*

Innfrysing er benyttet få ganger, men hvor tiltaket har hatt funksjon (tilstrekkelig isdannelse) fremstår dette som vellykket og med i hovedsak akseptable skadevirkninger (Rørslett, B. 1991, Mjelde, Marit et.al. 2012, Ousdal, J. O. og Gadomska, A. M. 2012). Dog er dette tiltaket potensielt konfliktfylt hva gjelder sedimentregnskapet i vassdragene; der hvor flomløftet krypsiv føres inn i stillevannsføremst, er det overveiende sannsynlig at materialet sedimenterer/synker ned innenfor et avgrenset område på sjøbunnen, og således gir grunnlag for forhøyet oksygenforbruk og potensielt igangsatt eller økt nivå på anaerob nedbrytning og metanproduksjon.

Metanproduksjon fra lagret krypsivmateriale på land, fremstår som et faktisk men lite problem som er rimelig å håndtere. Måleverdiene antyder begrenset utlekking, og endring/-bruk av avlagret organisk materiale vil avhjelpe dette. I praksis er det imidlertid rimelig å se for seg at føringene får virkning for nye krypsivprosjekter. Det fremstår som sannsynliggjort dog ikke undersøkt, at metanutlekkingen fra sediment i innsjøer og elver utgjør langt mer omfattende metankilde enn tilsvarende utlekking fra pakkede og avvannede materialer på landdeponi, og ut fra at metan er en kilde til drivhusgass som nyter økende oppmerksomhet, vil det riktigste kanskje være å forsøke å modellere metanregnskapet i de typiske krypsiv-sedimentene ute i vassdragene, for å kunne fastslå hvilke forbedring i form av utfasede metankilder som opptak av krypsivsediment utgjør (Delsontro, T. et. al. 2010) .

Oksygenproblematikk og oksygenvinn i dyplag forårsaket av krypsivsediment fremstår som et potensielt problem, men som ikke synes å berøre de store vannforekomstene i Otra og Mandalselva slik Hydrolab-målingene tilkjennegir. Det betyr at problematikken med sannsynlighet kan bli og eventuelt er et problem i det stadig økende antallet små vannforekomster med begrenset gjennomstrømning som gjenfinnes som krypsivbelastede. Dersom dette skulle være tilfellet, vil man kunne se for seg at utsatte tjern og innsjøer vil kunne opparbeide forverret miljøtilstand hva gjelder oksygensituasjon gjennom året.

9. Tilråding vedrørende krypsivtiltak

Studien gjennomført her kan med forbehold nyttes til å gi visse anbefalinger hva gjelder valg av krypsivtiltak i forhold til å oppnå egnet virkning -.skadevirkningsforhold.

Frysing: Det er karakteristisk at de få gangene frysing og eventuelt flomløft av is er benyttet som tiltak, så har virkningene vært gode, mens planleggingen synes å ha avskrekket fra systematisk bruk av metoden, dette på tross av at evaluering av forsøksiltakene nettopp har påpekt at systematisk bruk vil være veien å gå for å utnytte potensialet ved innfrysing på god måte (Rørslett, B. 1991). Både i Kvina (Narvestadbassenget, SKK rapport) og i Øvre Otra var imidlertid alene *virkningene av frysing på å drepe plantematerialet iøyenfallende del av effekten* (Branderud & Johansen, 1992). Idet studien gjennomført her, finner grunn til skepsis for alle tiltak som medfører transport av krypsiv og mudder ut i vannforekomstene for sedimentering på sjøbunnen, vil man imidlertid anbefale at man vektlegger *fryseeffekten* av tiltakene mer enn den kombinerte virkningen av innfrysing og flomløft, og at man igangsetter planlegging med frosteposponering av krypsivvegetasjon som tiltak i især minstevannføringsstrekningene hvor terskler kan styres for dette formål. SKK eksperimentet i Narvestadbassenget er her interessant. Det anbefales imidlertid mer kortvarig bruk av senking kombinert med frostepisode og ikke nødvendigvis langvarig senking. Mens virkningene av innfrysing og flomløft er mangeartede og utløser en del ressursbruk, er virkningen av dreping av krypsiv ved frysing nærmest for subtil å regne, og utløser få og små behov for ettertiltak, og bør gis økt prioritet hvor mulig.

Klipping av krypsiv: Fremstår som et effektivt tiltak for å utløse bruk av vannområdene på kort sikt, og har rék av krypsiv som primære skadevirkning. Kan anbefales tilnærmet alle steder hvor man med sikkerhet kan etablere god oppsamling av krypsivrék med lense eller på annen måte + utøver god fortløpende oppsamling underveis, og hvor det ikke befinner seg kritiske områder (områder frie for krypsiv men lett koloniserbare) nedstrøms tiltaksområdet.

Harving av krypsiv: Fremstår som mer konfliktfylt enn klipping på grunn av partikkelforurensning, mye frispuling av småplanter av krypsiv, bunnerosjon, forflytning av mudder og oppspuling av også naturlig og ønsket vannvegetasjon (botnegras) som ellers ville unngått skade (normalt unngår skade ved klipping). Harvingen fremstår ikke å klare å fjerne alt av anleggene og småplantene av krypsiv. Anbefales vurdert brukt hvor verken nedstrøms områder eller tilgrensende områder kan skades av bivirkningene av dette tiltaket. Harving kan imidlertid – muligens med endret maskineri - få ny verdi som spesialtiltak for rensing/-vitalisering av krypsivbelastede gyteområder for laks, hvor grovt substrat (grov grus) gjør at harving + vannstrøm kan gi egnet rensing av substrat uten at substratet skades/forflyttes.

Sugemudring/mudringsmaskiner: Kostbare tiltak som er meldt med positiv virkning på steder hvor maskinene har kommet til og vært egnet (Espetveit, G. 1996). Vil med sannsynlighet bli et lettere tilgjengelig tiltak/maskintilbud i årene fremover vurdert ut fra tilgjengelige maskiner i Agder pr 2014. Svært få negative virkninger, i hovedsak tilknyttet rigg/utkjøring/midlertidig deponi. Idet opptatt materiale føres til land, er behov for kjøring på sjøbunn lite og forurensning og rék pr metode (oppsuging/kverning) holdes på laveste nivå av alle metoder. Det anbefales at metoden gis oppmerksomhet ved fornyet forsøk på egnede områder, for i større grad å oppnå erfaring ved hvor lav kostnad man kan komme ned i med dagens kunnskap og maskineri.

Oppgraving av krypsiv og mudder.

Anbefales benyttet i innsjøer og elveavsnitt som kan senkes/reguleres ned før tiltak så maskiner kan jobbe tørt eller semitørt. Dette er p.t. eneste metode som kan håndtere store volumer mudder innenfor akseptable kostnader. Sammen med sugemudring eneste metode hvor store volumer mudder og annet nedbrytbart materiale kan tas ut av vassdraget (øvrige metoder lar materialet og derved metanregnskapet urørt eller forverret). Kan gi opphav til skadevirkninger (grave- og kjøreskader) på bredd og sjøbunn av primært midlertidig art.

Hva gjelder elver/strømmende vann kan krypsivtiltak ved graving bare anbefales dersom tiltaksområdet er eller var (før regulering til kraftproduksjon-) dominert av høy vannhastighet (=>1m/sek som høyhastighet), og hvor naturlig bunn derfor består av et hardpakket lag av grus og andre løsmasser (panserlag). Her vil krypsivmaterialet i regelen være i form av ganske pakkede krypsivtuer av betydelig fasthet i forhold til tuer på mudderbunn i stillestående vann, noe som reduserer partikkelforurensning og krypsivrék fra tiltaket, dels vil eventuelt panserlag gjerne ha betydelig styrke, være i alminnelighet lett å identifisere av maskinfører under renskarbeider, og kan tåle betydelig belastning hva gjelder kjøring og belting. Faren for å skade naturlig/ønsket bunnlag ved arbeid på disse massene skal være begrenset ved fornuftig veiledning, men man skal være svært oppmerksom på faren for istykkerkjøring ved repeterende kjøring, og faren for å igangsette erosjon ved uforvarende graving gjennom panserlaget. En rekke krypsivstrekninger på anadrom sone i Otra og Mandalselva er i denne kategorien, og vil kunne renses med fornuftig bruk av beltemaskin.

I elver/strekninger dominert av lavere vannhastigheter og/eller hvor materialfraksjonene ikke har gitt dannelse av stabil bunn/gruspanser (jf over), vil oppgraving av krypsivmateriale vanskelig kunne anbefales. Strekninger hvor naturlig bunn (under krypsivmassene) er av løs sand eller trykksvak silt eller leire kan falle inn under denne kategorien, som gjerne vil omfatte elvestrekninger under marin grense. I roligstrømmende elveområder vil krypsiv gjerne opptre som løst bundet plantemateriale over trykksvake muddermasser, og vil lett spres ved graving, til fordel for massiv partikkelforurensning ledsaget av rék av krypsiv. Faren for istykkergraving av naturlig bunnmateriale kan være stor. Vurdering av egnethet for maskinbruk og krypsivbestandenes beskaffenhet vil måtte legges til grunn ved avgjørelse om bruk av maskin allikevel er mulig. Dersom annen metodikk ikke er mulig, vil slik tiltak kunne gjøres mer presise ved utsetting av høyder med DGPS i forkant slik at maskinfører kan rense ned til naturlig bunn selv uten å kjenne dette direkte.

Kjemiske/biologiske metoder: Ingen metode som kan anbefales pr. 2014, men resultater fra forsøkene utført ved UIA med laborering med jern for styring av fosfattilgang imøtesees.

Utskygging: Absolutt interessant metode hva gjelder vedlikehold av småarealer (badeplass, båtløp og båtplasser o.a.) i stille vannforekomster. Lite ressurskrevende å igangsette forsøk med, og forsøk med senket dekkmateriale, som derved ikke er utsatt for solinnstråling (UV) virkning av is eller rék, vil kunne åpne for bruk av mekanisk svake men rimelige materialer i forhold til hva som behøves ved forankring av flytende matter. Utskygging ad kjemisk vei vil formodentlig primært være aktuelt for parkområder og dammer, og forfølges ikke videre.

Ikke behandlede metoder:

Bølgevasking. Avslutningsvis vil Terrateknikk anbefale at man vurderer utprøving av en enkel og rimelig, naturetterliknende metode i egnet lokalitet. Bølgevasking er basert på at krypsiv vokser i – og danner - meget finpartikulært mudder som lett forflyttes med vannstrømmen. I krypsivinfiserte områder kan dette sees ved at strandbredden på områder med en viss bølgevirksomhet, ofte er frie for krypsiv, men gjerne har en begrenset, sunn bestand av botnegras og for øvrig gjerne eksponert grus og stein. I større vannforekomster hvor vinden kan få et visst tak, vil småbølger 5-10cm kunne vaske over lang tid. Dersom vannivået i et krypsivbelastet, regulert basseng ble pendlet 1-2m ved multiple anledninger og ved sakte vannstandsending, så er teorien at frivasking av partikler fra substrat, her forstått som frivasking av krypsivmudder, vil medføre at partikulært materiale gradvis vaskes bort, og at tyngre/uorganisk/bundet materiale er tilbake.

I reguleringsmagasiner er denne prosessen særdeles synlig, og strandbreddene er etter noen år frivasket fra det meste av finmateriale.

Et slikt forsøk som krypsivtiltak ville naturlig blitt igangsatt (kjørt noen omganger) vår og høst, evt vinter, med retur til stabil og ønsket vannstand i bruksperioden for vannforekomsten.

Metoden ble foreslått av Terrateknikk overfor Vennesla kommune i 2010 for å videreføre Venneslafjordprosjektet på den måten at de renskede (maskinrenskede strandområdene 2009-2010) kunne renskes ned til naturbunn gjennom bølgevasking. Agder Energi Produksjon, nå AEVK var positive til å gjennomføre prosjektet, som imidlertid strandet ved manglende vilje fra kommunens side på å prøve dette. Det vil derfor være naturlig å lete fram en annen regulerbar strekning for å utprøve dette.

10. Tilråding vedrørende videre undersøkelser

Metanregnskap

Etter Terrateknikk sin vurdering vil det være av betydning å innen rimelig tid få klarlagt hvilken rolle krypsivforekomstene i Agderfylkene spiller i metanregnskapet for regionen. Dette dels som en respons på økt fokus på metan som meget potent drivhusgass, dels som respons på funn over metanutlekkning fra innsjøsedimenter som svært viktig metankilde, og dels som respons på at opprensning av krypsiv fra metanutlekkende bestander derved tjener to formål, metanreduksjon og miljøtiltak i vassdrag. I den forbindelse er det betimelig å vise til de grunnleggende beregningene av krypsivdekket areal og volum av krypsiv og krypsivmudder som ble utarbeidet i 2006 (Vegge, E. & Haraldstad, Ø. 2006) for Mandalsvassdraget, Tovdalsvassdraget og Kvina. Vegge & Haraldstad beregnet mengde siv og sediment ("krypsivmudder") i disse tre vassdragene å utgjøre 419 000 – 460 000 kubikkmeter fordelt på et vannareal på 4,5 kvadratkilometer. Ut fra at disse vurderingene omfatter identifisering av tungt vegeterte krypsivbestander identifisert fra flybilder, vil det ikke være underlig om betydelige deler av dette muddervolumet foreligger som volumer under anaerob nedbrytning. Samtidig bemerkes at de to største vassdragene i landsdelen, Otra og Nidelva, ikke er med, og med sannsynlighet vil krypsivareal og muddervolumer fra disse to utgjøre mer enn de tre øvrige. Otra har alene et større nedbørsfelt enn de tre medregnede vassdragene til sammen (her er Kvina lagt til grunn som restvassdraget etter Sira-Kvina overføringen) og regnes som det tyngst krypsivbelastede vassdraget i landsdelen.

Beregning av gassutlekkning fra innsjøsediment med vekt på metanregnskap gjøres allerede (sveits) ved særskilte gassamlere suspendert i vannmassene, og det bør ikke være noen stor oppgave å igangsette og gjennomføre måleprogram for innhenting av relevante gassdata fra innsjøstrekninger med og uten krypsiv, ved varierende vanntemperatur og muddertykkelser. Sammen med målinger av hvor langt ned i sedimentlaget man finner oksygen i de forskjellige sedimentmektighetene, bør det kunne estimeres hvor mye krypsivsediment som er knyttet til anaerob nedbrytning og hvor mye som foregår ved aerob nedbrytning.

Metanutlekkning fra masselagre for oppgravet krypsivmateriale og kompost fra klippetiltak vil kunne etableres slik at metanproduksjon/anaerob nedbrytning ikke igangsettes, og dette vil være den naturlige tilnærming for fremtidige prosjekter. Det vil allikevel være en enkel tilnærming å etablere gassklokker/gasskollector for måling av utlekket metan fra et av de eksisterende masselagrene.

Virkning på oksygennivå – vinterstagnasjon.

Samtidig med metanproblematikken, vil Terrateknikk henlede oppmerksomheten på problematikken om kring oksygenbelastning i bunnen av vannforekomstene. Måleresultatene fra de store vassdragene tyder på at vannbevegelsene her er tilstrekkelige til at vannmassene er oksygenerte til bunns, i det minste vurdert ut fra situasjon under sommerstagnasjon. Det er imidlertid et åpent spørsmål – og meget relevant – om de mindre vannforekomstene går inn i kritiske nivåer under vinterstagnasjonen, når virkning av vindomrøring ikke slår inn. Dette er enkle ting å avklare, idet det kun fordrer en fullsøylemåling fra isen tatt i senere del av vinterstagnasjonen. En slik undersøkelse vil imidlertid samtidig kunne omfatte kontroll av eventuell metanutlekkning fra under islokket.

Sedimenteringshastighet

Som en del av denne studien er det tatt sedimentprøver fra innsjøbunn og utført BOF₅ og KOF analyser fra et antall prøver. Resultatet fra disse er interessant og varierende, *men resultatene får først sin verdi når sedimenteringshastigheten blir kjent.*

Sedimenteringshastigheten er også av betydning for etablering av sediment/metanregnskapet beskrevet på forrige side. Det anbefales derfor at det igangsettes sedimentmåling i krypsivbelastede så vel som ikke krypsivbelastede vassdragsavsnitt for å bringe klarhet i hva krypsiv og oppstrøms krypsivtiltak betyr for sedimenteringsprosessene i vannområdene. Det er her et knippe spørsmål som søker svar:

- Hva er sedimentbelastningen i vannområde med kontra uten oppstrøms krypsivbestand
- Øker sedimentbelastningen når det gjøres krypsivtiltak oppstrøms, slik vi her har forutsatt? (unntak her; krypsivtiltak som tar krypsiv/sediment helhetlig opp på land).
- Er endringene i sedimentbelastning sammenliknbar mellom elv og innsjø, eller gir krypsivbestand i oppstrøms elvestrekning annerledes endring i sedimentbelastning i elv enn hva økt krypsivmengde medfører i isolert vannforekomst?
- Er sedimentmønster i innsjøer og vann slik at man kan fremskrive forventet utvikling?

Første spørsmål er helt grunnleggende, og går direkte inn i sediment- og metanregnskapet. De to midtre spørsmålene behøves for beskrive virkning av tiltak og bidra til å avklare om man her har noe mønster, mens siste spørsmål skal beskrive den ubehagelige sannhet om hvorvidt man kan forutsi til hvilken naturtilstand påvirkede vannforekomster er på vei...

Kostnader

Avslutningsvis vil en viltig oppgave være å etablere en fornyet kostnadsbasis for krypsivtiltak. Dette fordi spørsmål etterlyst for avklaring i denne studien kan medføre at vektleggingen av de forskjellige krypsivtiltakene kan endres i fremtiden; Billigste måte å fjerne selve krypsivet på, gir massiv rek og null verdi i forhold til sedimentene som etterlates og hva disse gir opphav til,, Dyreste måte fjerner alt – også grunnlaget for metan, men gjør at pengene rekker til bare en bukt; så: *hvor mye er fjerning av grunnlaget for tusen tonn metan til atmosfæren egentlig verd?*

Betraktningene over tilsier at det ikke vil være urimelig om behovet for å bringe organisk materiale fra krypsivtiltakene opp på land, tillegges langt større vekt enn før, og dette vil ha direkte innvirkning på metodikk og hvilke områder som kan tilgodesees med tiltak. Tilsvarende vil formodentlig krav om lagring av krypsiv og krypsivmudder for bruk og nedbrytning bli vektlagt sterkere.

Ut fra gjennomførte tiltak og en bedre basis av spesialmaskiner i Agderfylkene, vil det være mulig, rimelig og nyttig å utarbeide retningslinjer for forventede rigg- og uttakskostnader for krypsiv og krypsivmudder for fremtidige tiltak.

REFERANSER

- Bogen, J. og Wold, B. 1990. Sedimentundersøkelser i terskelbasseng i Otra ved Valle. NVE, VHB-notat nr. 23/90.
- Branderud, T. E. og Johansen, S. W. 1992. Flotgras og krypsiv i Otra. Pilotforsøk med testing av frosttoleranse. NIVA rapport Inr. 2773
- Branderud, T. E. 1995. Virkning av kalking på krypsiv og annen begroing i Otravassdraget. En konsekvensutredning. NIVA rapport Inr. 3266.
- Brandrud, T. E. og Johansen, S. W. 1997. Tiltak mot krypsiv. Vegetasjonsfjerning i Sveindalsområdet i Mandalsvassdraget 1996. NIVA-rapp. Inr. 3759-97.
- Danielsen, Torbjørn et. al. 2012. Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemet på sørlandet? Evaluering av gjennomførte tiltak. NVE rapport 3 – 2012
- Delsontro, T. et. al. 2010. Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir; contribution from Bubbling Sediments. Environ. Sci. Technol. 2010, 44, 2419–2425
- Espetveit, G. 1996. Fjerning av krypsiv i Otra med Watermaster RS 2000 sumaren 1996. Rapport I/S Øvre Otra.
- Fosholt Moe, Therese. 2012. Nuisance growth of *Juncus bulbosus* in lakes and rivers - experimental and observational studies. Dr. Philos thesis Universitas Osloensis. Avhandling nr 1167. ISSN 1501-7710.
- Huttunen, J. T. et. al. 2006. Methane fluxes at the sediment-water interface in some boreal lakes and reservoirs. Boreal Environment Research 11: 27-34.
- Johansen, Stein W. 1993. Krypsiv i Mandalsvassdraget. Status for utbredelse, vurdering av tilgroing og årsaker, samt forslag til tiltak. NIVA rapport Inr. 2954
- Johansen, S. W., Brandrud, T. E. og Mjelde, M. 2000. Konsekvenser av reguleringsinngrep på vannvegetasjon i elver. Tilgroing med krypsiv. Kunnskapsstatus. NIVA-rapport Inr. 4321-2000.
- Johansen, S. W. 2002. Tiltaksplan for fjerning av krypsiv i Otra gjennom Valle kommune. NIVA-rapp. Inr. 4579-2002..
- Haraldstad, M. 2004. Krypsiv i Mandalsvassdraget, tilstand i 2003, tiltaksplan 2003-2008. rapport fra Flerbruksplan Mandalsvassdraget og Krypsivprosjektet på Sørlandet. .
- Hindar et. al. 2003. Faktorer som påvirker problemvekst av krypsiv i Sør-Norge; datagjennomgang, analyser og forslag til videre studier. NIVA rapport Inr. 4688-2003
- Johansen, Stein W. 2005. Effekter av kalking på vannvegetasjon/krypsiv-tilgroing. NIVA rapport 4938-2005
- Johansen, Stein W. 2006 Vekst av krypsiv i elver. Betydningen av redusert vannføring i forhold til andre miljøendringer. NVE rapport 8 – 2006

Johansen, Stein W. 2006 Kartlegging av miljøvariable i problemvekstområder med krypsiv i Tovdalsvassdraget. NIVA rapport 5223 – 2006

Kaste, Øyvind et. al. 2007. Kan næringsubalanse i vann føre til problemvekst av krypsiv. Resultat fra forprosjekt i 2006. NIVA rapport 5341-2007

Kaste, Ø. et. al. 2011. Resultater fra eksperimenter med fosfortilsetning til Nedre Lundetjenn, Aust-Agder 2006-2007. NIVA rapport 6111-2011

Mjelde, Marit et.al. 2012. Innfrysing av krypsiv nedstrøms Brokke kraftverk vinteren 2011; vurdering av drift og sedimentasjon av løsrevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket. NIVA rapport 6337-2012

Moe, E. 1997. Aksjon Venneslafjorden. Rapport, Vennesla kommune. 29 s.

Ousdal, J. O. og Gadomska, A. M. 2012. Fjerning av krypsiv i Øvre Otra. Evaluering av innfrysingstiltak vinteren 2011. Rapport, Karttjenester AS.

Rørslett, B. 1986. Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløpig vurdering av tilgroing 1986. NIVA - rapport . Inr. O-86094.

Rørslett, B. 1987. Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA-rapp. Inr. 1997.

Rørslett, B. et. al. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA rapport Inr. 2442.

Rørslett, B. 1991. Krypsiv i Otra nedstrøms Brokke: Storskala innfrysningsforsøk 1991. NIVA-rapp. Inr. 2660.

Rørslett, B. 1994. Krypsivsituasjonen i Åraksfjorden.

Rørslett, B., Johansen, S.W. og Brandrud, T.E. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag til tiltak. NIVA-rapp. Inr 2442.

Rørslett, B., Tjomsland, T., Løvik, J. E., Lydersen, E., Mjelde, M. og Grande, M. 1981. Undersøkelse av Øvre Otra. NIVA-rapp. Inr. 1263.

Vegge, E. Haraldstad, Ø. 2006. Krypsiv i sørlandsvassdrag. Årsaker og tiltak. NVE Rapport nr 7 – 2006.