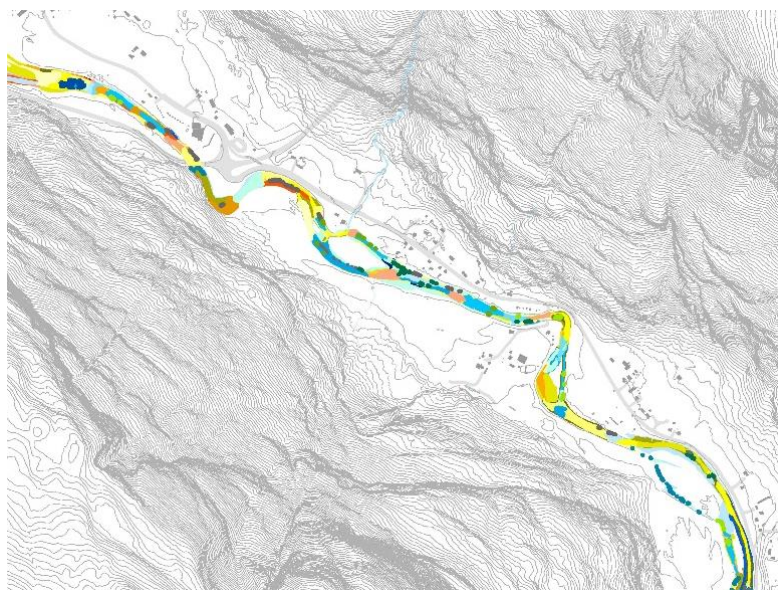
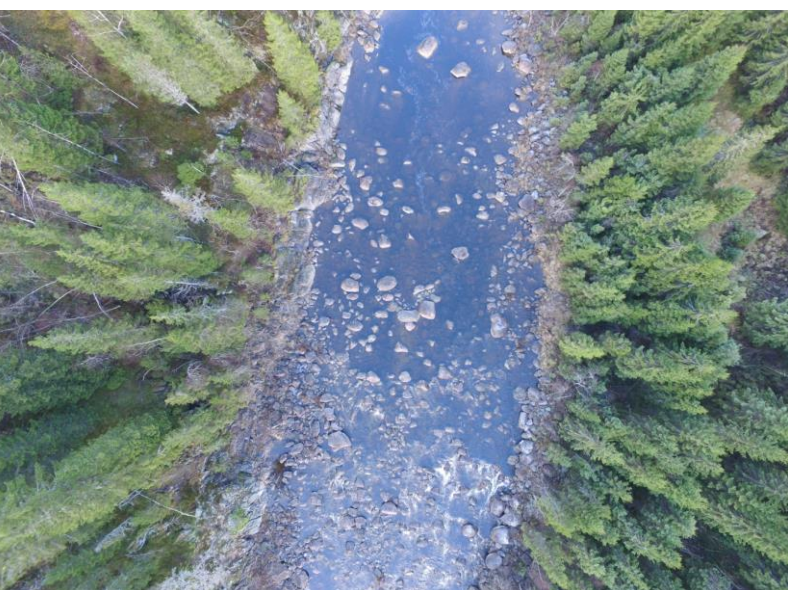


Utredningsmetoder og tiltak til bedring og restaurering av fysisk vannmiljø

En veileder for kraftregulerte elver



NORCE

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI)

I 2018 ble Uni Research en del av NORCE (Norwegian Research Center)

NORCE LFI, Nygårdsgaten 112, 5008 Bergen, **Tel:** 55 58 22 28

ISSN nr: ISSN 1892-8889

NORCE LFI Rapport-nr. 366., Miljødirektoratets referanse: M-1559|2019

Tittel: Utredningsmetoder og tiltak til bedring og restaurering av fysisk vannmiljø. En veileder for kraftregulerte elver.

Dato: 11.02.2020

Forfattere: Ulrich Pulg, Helge Skoglund, Gaute Velle

Bilder: Forfatterne

Geografisk område: Norge

Finansiering: Miljødirektoratet

Antall sider: 51

Emneord: Vannforskriften, Regulering, Vannkraft, Vannmiljø, Fisk, Bunndyr, Habitat, Utredning, Tiltak

Sammendrag

Denne veilederen gir råd om aktuelle utredninger og tiltak for å avbøte økologiske effekter av kraftreguleringer på elveøkosystem i norske vassdrag. Mange av undersøkelsene som her foreslås vil således danne kunnskapsgrunnlaget for å vurdere tiltak til å nå miljømålene i vannkraftpåvirkede vannforekomster.

Veilederen er bygget opp fra to utgangspunkt: 1. Kraftreguleringstype og 2. Miljøpåvirkingen. Med dette blir det mulig å velge passende utredningsmetoder og tiltak både basert på reguleringstype og beliggenhet i vassdraget (for eksempel nedenfor et elvekraftverk) eller basert på en aktuell miljømessig problemstilling (for eksempel redusert fiskevandring).

Vi anbefaler en rekke utredningsmetoder som både kan brukes til å kartlegge påvirkninger og til å kontrollere effekt av tiltak. Veilederen lenker dessuten til andre eksisterende veiledere og håndbøker, deriblant EUs CIS-veiledere, klassifiseringsveileder vannforskriften, vannforvaltningsveileder, miljødesignhåndboken og tiltakshåndboken.

Pulg, U., Velle, G., Skoglund, H. 2020: Utredningsmetoder og tiltak til bedring og restaurering av fysisk vannmiljø. En veileder for kraftregulerte elver. NORCE LFI rapport 366. Norwegian Research Center LFI, Bergen.

Innhold

1	Innledning.....	4
2	Anbefalt kunnskapsgrunnlag basert på reguleringstype og sted i vassdrag	5
2.1	DPSIR-konsept og fysiske inngrep i norske vassdrag.....	5
2.2	Magasinkraftverk.....	8
2.2.1	M1 – Magasininntak med økologiske effekter nedstrøms kraftverk	8
2.2.2	M2 - Bekkeinntak.....	8
2.2.3	M3 – Elvestrekning med fraført vann.....	9
2.2.4	M4 - Magasinkraftverket.....	10
2.2.5	M5 – Strekning nedenfor magasinkraftverk.....	10
2.3	Elvekraftverk.....	14
2.3.1	E1 – Oppdemmet elvestrekning	14
2.3.2	E2 - Elvekraftverk og dam.....	14
2.3.3	E3 – Strekning med fraført vann	15
2.3.4	Strekning nedenfor elvekraftverk.....	16
2.4	Elvestrekningen nedenfor elve- og magasinkraftverk.....	17
3	Fra påvirkningstype til utredningsmetoder og tiltak.....	18
3.1	Inngrep i elvesengen	21
3.1.1	Inngrep på tvers av elva – oppstuing ved dammer og terskler.....	21
3.1.2	Problemvekst av vannplanter.....	22
3.1.3	Inngrep på tvers av elva – vandringsbarrierer og hindringer.....	25
3.1.4	Endringer i elvemorfologi – utretting, kanalisering og oppdemming.	27
3.1.5	Endringer i sediment og substratforhold	28
3.2	Fysiske endringer i elveslette og langs bredder	31
3.2.1	Inngrep på langs av elva – lateral konnektivitet.....	31
3.2.2	Inngrep på langs elva – erosjonssikring.....	33
3.2.3	Inngrep på langs av elva – endringer i kantvegetasjon	34
3.3	Gassovermetning.....	36
3.4	Endringer i vannføring.....	38
3.4.1	Redusert vannføring.....	38
3.4.2	Hurtige vannføringsendringer	41
3.5	Vanntemperatur.....	43
3.6	Overføring av vann mellom nedbørsfelt	45
4	Lenker til relevante norske og EU-veiledere	46
5	Referanser	47

1 Innledning

Det er økt fokus og økte forventninger til å avbøte miljøeffekter av kraftregulering i vassdrag, og således produsere miljøtilpasset elektrisitet. Pådrivere av dette er bl.a. forvaltningsprinsippene som følger med vannforskriften og mulighetsrommet med moderne miljøvaretagelse ved vilkårsrevisjoner. Kunnskap om miljøforhold i vassdrag og erfaring med avbøtende tiltak og økologisk restaurering av vassdrag har økt i løpet av de siste årene. Naturmangfoldloven legger opp til bruk av miljøforsvarlige teknikker som henspiller på utprøvde metoder («god praksis») ved bedring av miljøforhold. Miljøpålegg fra forvaltningen skal oppfylle minstekrav. Av kunnskapsbasert forvaltning følger det at utredninger skal være egnet til å kunne avdekke flaskehals og aktualisere evt. gjenstående tiltak som skal kunne bedre miljøforhold slik at god økologisk tilstand eller godt økologisk potensial oppnås, så lenge disse ikke går vesentlig ut over kraftproduksjonen.

Den foreliggende veilederen er bestilt og finansiert av Miljødirektortet. Den skal gi en oversikt over typiske miljøeffekter og tilhørende utredningsmetoder, samt aktuelle tiltak for å kunne avbøte miljøpåvirkningene. Den skal gi en oversikt og veiledning til saksbehandlere i forvaltningen og er i tillegg ment å være til nytte for kraftindustrien, vannområdekoordinatorene, interesseorganisasjoner og andre interesserte. Veilederen er bygget opp som en overordnet veileder som viser til rett utredningsmetode og tiltak. Med økologiske undersøkelser menes i denne veilederen undersøkelser av abiotiske (hydromorfologi) og biotiske forhold, primært i elve-vannforekomster som potensielt er påvirket av vassdragsreguleringer. Undersøkelsene skal danne kunnskapsgrunnlag for utføre relevante avbøtende tiltak (som grunnlag for å definere miljøforbedringer), og dernest dokumentere effekten av de tiltakene som iverksettes (som grunnlag for å vurdere hvorvidt miljømål nås).

Reguleringseffekter og miljøforhold, samt utbredelse av arter, varierer mellom vassdrag. Det er derfor ikke hensiktsmessig å bruke en og samme standardmetode eller miljøtiltak overalt. Vi håndterer denne utfordringen ved å holde oss på et overordnet nivå, noe som tilsier at tilpasninger deretter må gjøres til vassdragsspesifikke forhold. Dette gjelder særlig angående omfang og detaljering av utredninger og tiltaksplanlegging. Veiledningen bygges opp fra to utgangspunkt: 1. Kraftreguleringstype og 2. Miljøpåvirkningen. Med dette blir det mulig å velge passende utredningsmetoder og tiltak som er basert på reguleringstype og beliggenhet i vassdraget (for eksempel nedenfor et elvekraftverk), og tillegg som er basert på en aktuell miljømessig problemstilling (for eksempel redusert fiskevandring). Vi anbefaler en rekke utredningsmetoder som både kan brukes til å kartlegge evt. påvirkninger og til å kontrollere effekter av tiltak.

Vi skiller mellom reguleringstyper som har forskjellige typer miljøeffekter. Reguleringsmagasiner kan ha stor effekt på vannføring, vanntemperatur og -kvalitet, samt sedimentregime. Elvekraftverk vil først og fremst påvirke gjennom hydromorfologi, sedimentkvalitet og konnektivitet (vandringsforhold). Leseren kan finne reguleringstype og beliggenhet i vassdraget. Derfra henvises det til underkapitler med aktuelle utredningsmetoder og miljøtiltak, inkludert referanser. Veilederen inkluderer også en tabell som gir en oversikt over alle omtalte metoder og tiltakstyper.

Veilederen er ment å utfylle tiltakshåndboka fra 2018, og er således primært avgrenset til elveøkologiske forhold. Veilederen skal bidra til en helhetlig vassdragsforvaltning og det linkes derfor til andre eksisterende veiledere og håndbøker.

2 Anbefalt kunnskapsgrunnlag basert på reguleringsstype og sted i vassdrag

2.1 DPSIR-konsept og fysiske inngrep i norske vassdrag

Innen økosystembasert forvaltning, som bl.a. følger av Vannforskriften, så legges internasjonalt ofte DPSIR-konseptet til grunn (Drivers-Pressures-State-Impact-Response). Norsk forkortelse for dette konseptet blir D-P-T-E-T, F: Drivere – Påvirkning – Tilstand – Effekt - Tiltak. DPTET er en sekvens som knytter inngrep til økologiske sammenhenger samt avbøtende tiltak som er aktuelle (Tabell 1). Konseptet bidrar å strukturere problemstillingen rundt hydromorfologiske inngrep og å skille mellom kategoriene. Den supplerende EU-veilederen for økologisk potensial i modifiserte vannforekomster ble vedtatt av EUs vanddirektør i november 2019 (CIS 2019). Prinsippene som følger av dette veiledningsmaterialet er basert på DPSIR. Konseptet er også basis for oppbyggingen av oversiktstabellene i denne veilederen. Et europeisk tiltaksbibliotek som tydeliggjør hvilke avbøtende tiltak som normalt forventes for ulike fysiske påvirkninger er utarbeidet av en arbeidsgruppe i EU. Det følger av dette at landene ikke står fritt til å velge hovedtype avbøtende tiltak, for eksempel om det skal gjøres avbøtende tiltak ved i) raske vannstandsendringer fra effektkjorte kraftverk eller ii) manglende fiskevandring forbi dammer. Allikevel konkluderer ikke veiledningen hvilke alternative tiltaksløsninger som bør velges; for eksempel

- i) om effektkjøring bør avbøtes med a) dempingsmagasin eller endret b) manøvreringsreglement
- ii) om brudd i fiskevandring bør restaureres med c) fisketrapp, d) naturlig omløpskanal eller e) fangst og transport av fisk (*men allikevel at beste mulig tilnærming til økologisk kontinuum så vel opp som nedvandring*)

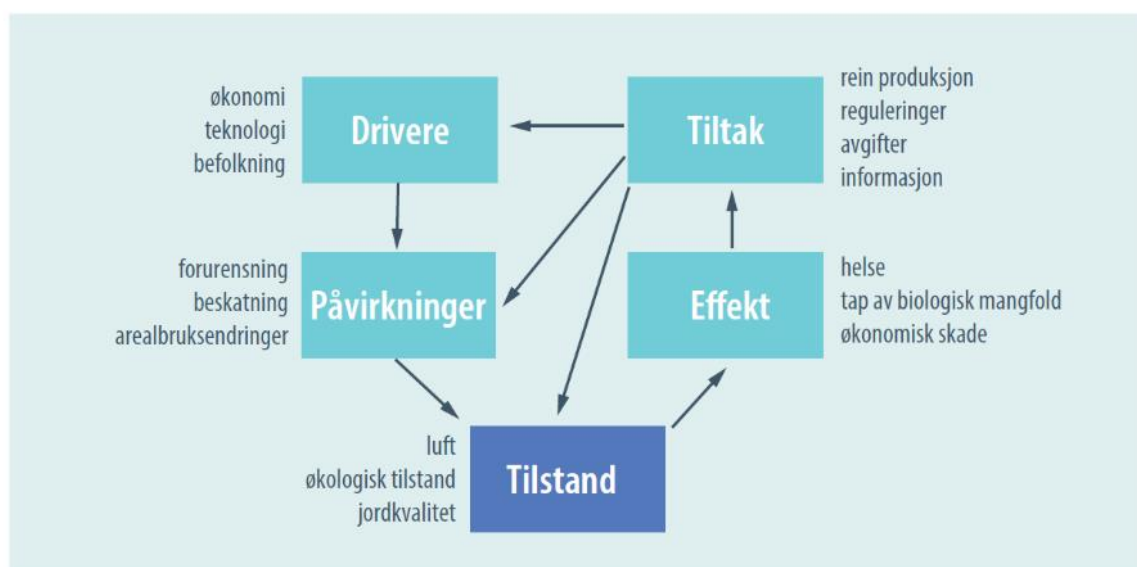
Videre fremhever veiledningen tydelige forventninger til kunnskapsgrunnlag (hvilke kvalitetselementer i Vannforskriften som skal overvåkes) og hvordan dette skal vurderes. Dette gjøres på en på en fem-delt klassifiseringsskala både for biologi og hydromorfologi.

Tabell 1. DPSIR-konseptet eksemplifisert for elveøkosystem med påvirkning fra vannkraft og relevante avbøtende tiltak.

For-kortelse	(Engelsk) forklaring	Norsk begrep	Eksempel fra vannkraft	Avgrensning i denne veilederen
D	Driver	Driver	Vannkraftregulering	Omfatter ikke flomforbygninger eller forurensing
P	Pressures	Påvirkning	Sterke endret vannføring med barriere (dam)	De som virker i elver
S	Status	Tilstand	Moderat økologisk potensial (hvordan arter i vannforekomsten blir endret)	Akvatisk økologi (ikke elvekanter)
I	Impacts	Effekt (økologisk)	Fiskebestander eller årsklasse som blir redusert eller forsvinner fra vannforekomster pga. habitatendringene	Mest i forhold til relevante fiskearter (men mange av tiltakene bedrer flere kvalitetselementer)
R	Respons	Tiltak (respons)	Miljøtilpasset vannføring (evt sammen med fiskevandringsløsning)	Både avbøtende og restaurerende

Vassdragsreguleringer for vannkraftproduksjon er en av de dominerende driverne for modifiseringer av vassdragsmiljøet i Norge. Dette medfører flere påvirkninger med tilhørende endringer i tilstanden i vassdragsmiljøet, gjennom habitat-endringer som følger av forandret hydromorfologi, og tilhørende fysisk-kjemiske forhold (vanntemperatur, gassovermetning noen steder). Denne tilstanden har igjen en effekt på økosystemers funksjon eller arters levedyktighet. Det kan være vanskelig å skille mellom tilstand og effekt for økosystemer, men disse to begrepene kan grovt sett knyttes til økosystemers struktur og funksjon, som samlet kan forstås som «økologisk tilstand» (Nybø et al., 2017).

Sammenhengende mellom de ulike faktorene i DPSIR-konseptet er vist Figur 1. Sentralt å merke seg er at TILTAK ofte kan bestå av kombinasjoner av tiltak som har en avbøtende effekt på flere av de andre delkomponentene.



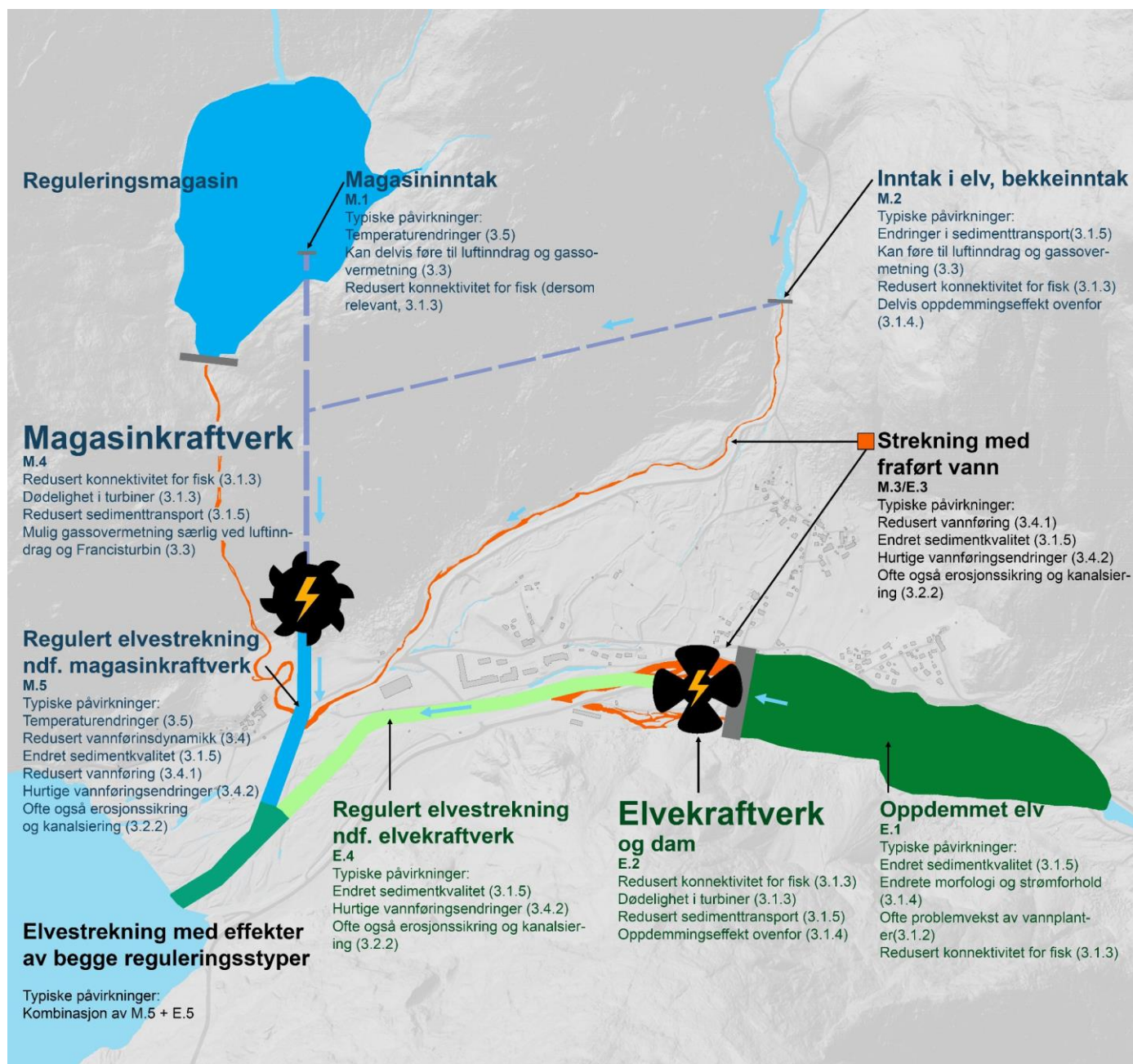
Figur 1. DPSIR-konseptet (på norsk DPTET) viser hva som påvirker tilstanden i økosystemer og hvilke tiltak som kan gjøres for å endre tilstanden (fra Nybø et al., 2017).

Det er mange forskjellige miljøpåvirkninger knyttet til kraftregulering. Til orientering strukturerer vi etter kraftreguleringstypene i) magasinkraftverk, som i Norge ofte betyr kraftverk med høyfjellsmagasin, og ii) elvekraftverk med oppdemming av elver. Vi skiller mellom magasinkraftverk og elvekraftverk siden de har vesentlige tekniske og hydrologiske forskjeller og med dette også forskjellige miljøpåvirkninger. Dessuten vil effekter og utredningsbehov være avhengig av hvor man befinner seg i det regulerte vassdraget.

På prinsippsskissene er reguleringstypene fremstilt skjematisk med typiske økologiske påvirkninger (Figur 2) og aktuelle avbøtende tiltak (Figur 3). Skissene kan brukes til å danne en oversikt over miljøpåvirkninger som kan forventes i en elvestrekning ved en gitt type regulering, samt egnede avbøtende tiltak. Ved tilstrekkelig dimensjonering og utforming tilsvarer disse tiltakene «god praksis», og sammenfaller med felles forståelse og supplerende veiledningen omkring vassdragsreguleringer og avbøtende tiltak som har framkommet i Europa (Halleraker et al. 2016, CIS, 2019). Deretter vises til

kapitler som omhandler enkelttemaene med nærmere opplysninger og videreførende referanser til litteratur og metoder.

Veilederen angir de vanligste økologiske effektene som følger vassdragsreguleringer i norske forhold. Vi viser til undersøkelser, og således kunnskapsgrunnlaget, som forventes for å avklare hvilke avbøtende tiltak som er relevante. Dette vil være av stor betydning også som grunnlag for videre bruk av tiltaksmetoden til å definere miljømål i vannforekomster påvirket av vannkraft. I Tabell 2 og Tabell 3 finnes en oversikt, samt referanser til videreførende og mer detaljert informasjon. Kapittel 3 fokuserer på de mest relevante metodene for å overvåke om kombinasjoner av avbøtende tiltak virker etter hensikten, og således om miljømål oppnås.



Figur 2. Kart med prinsippskisse over typiske miljøpåvirkninger som bør utredes i elvestrekninger med magasin- eller elvekraftverk.

2.2 Magasinkraftverk

Vannkraftverk som forsynes med vann som lagres i innsjølignende magasiner over flere uker eller måneder, omtales som magasinkraftverk. I Norge har slike kraftverk ofte magasin i høyfjellet for å kunne nyttiggjøre stor fallhøyde. Magasinene kan være både naturlige innsjøer eller oppdemmete innsjøer/elvedaler, og inkludere ofte større overføringer fra andre nedbørsfelt. Primærintaket ligger vanligvis i selve magasinet, ofte dykket til under sprangsjiktet der vannet holder rundt 4 grader hele året. Sekundærintak, ofte flere, kan ligge i andre magasiner eller i bekker og elver (bekkeinntak). Turbintype er ofte Pelton (høyt fall) eller Francis (lavere fallhøyde, stor vannmengde). I det følgende listes typiske miljøeffekter som utredninger og overvåking bør kunne identifisere. Det ledes til utredningsmetoder og tiltak med utgangspunkt i drivertype (fra D-P-T-E-T-konseptet: Drivere – Påvirkning – Tilstand – Effekt - Tiltak).

2.2.1 M1 – Magasininntak med økologiske effekter nedstrøms kraftverk

Typiske økologiske effekter: Grunnet dykkete inntak i magasin, som gjerne er relativt dype innsjøer i fjellet, medfører magasinkraftverk ofte reduserte sommer- og økte vintertemperaturer i elver nedenfor kraftverksutløpet (M5 i Figur 1). Dette kan medføre lavere fiskevekst og- produksjon av bunndyr, samt økt vinterdødelighet/økt smoltalder. I enkelte tilfeller kan det også føre til en endring av artssammensetning. Ved for lave vanddyb kan inntak i magasiner føre til luftinndrag og gassovermetning. Dette forekommer ikke ofte, og er ikke påvist i nyere magasiner. Spørsmålet kan avklares ved gassmetningsmåling og overvåking av vannivå på inntaket (Tabell 14). Aktuelle tiltak er å senke inntaket eller tilpasse driftsmønsteret. Fiskevandring er bare delvis relevant i magasinkraftverk siden magasinene ofte ligger ovenfor naturlige vandringshinder og delvis i naturlig fisketomme områder. Der relevant, er fiskevandring nedstrøms vanligvis sterkt redusert siden passasje gjennom Pelton- og Francisturbiner medfører høy dødelighet. Tematikken omtales nærmere under i kap. 3.1.3.

Anbefalt kunnskapsgrunnlag: For å identifisere og vurdere miljøeffekter av temperaturendringer kreves målinger av temperatur med varighetsloggere i elvestrekninger som er rammet og eventuelt lagdeling i magasiner. Temperaturendringer sammenlignes med før- tilstand eller lignende referansevasdrag. Dessuten undersøkes produksjons- og vekstendringer for fisk, samt endringer i bunndyrsamfunn (se Tabell 17).

Aktuelle tiltak er, avhengig av behovet, endringer i inntaksdesign (tappetårn i magasinet) eller miljøtilpasset driftsmønster (i kraftverket). Ombygging av eksisterende inntak krever vanligvis stor innsats, men ved nybygging av magasininntak kan temperatureffekter prognostiseres ved modellering og slik at utforming av inntaket kan tilpasses.

2.2.2 M2 - Bekkeinntak

Typiske økologiske effekter: Sekundærintak til magasinkraftverk ligger ofte i bekker og elver. Det kan være enkle terskler med gitter og overfall som fører vann til en sjakt som leder videre til kraftverkstunellen. Inntaket kan også være tilknyttet dammer med større oppstuingseffekt. Effekter av slike større anlegg og fraføring av vann er omtalt i kapitlene nedenfor, se kap. 3.1.3 og 3.1.1.

Bekkeinntak kan føre til luftinndrag og til gassovermetning, særlig i kraftverk med Francisturbiner som ikke lufter vannet like intenst som Peltonturbiner.

Anbefalt kunnskapsgrunnlag: Forholdene kan undersøkes ved måling av gassmetning i vannet i kraftverksutløpet.

Aktuelle tiltak: Flere tiltak kan være aktuelle, som ombygging til vakuuminntak, struping eller økt utlufting av utslippsvannet. Dette er nærmere beskrevet i kap. **Error! Reference source not found.** og kap. 6.6 i tiltakshåndboken (Pulg, Barlaup, et al. 2018), samt kunnskapsoppsummering av gassovermetning (Pulg, Isaksen, et al. 2018). For å forhindre gassovermetning i nye anlegg må både hovedinntak og bekkeinntak utformes og dimensjoneres tilstrekkelig til forekommende vannføringer slik at luft ikke suges inn.

2.2.3 M3 – Elvestrekning med fraført vann

Typiske påvirkninger og økologiske effekter: Elvestrekninger nedenfor bekkeinntak og demninger har redusert vannføring. Avhengig av reguleringsgrad, andel uregulerte restfelt og reglement (pålagt minstevannføring) kan de tørrfalle. Flommer kan fortsatt forekomme, avhengig av damhøyde/inntaksarrangement og med dette kan vannføringsforskjellene være større enn naturlig. Endringer i vannføringsregimet fører ofte også til forandringer i sedimentregimet, særlig i vassdrag med dammer. I store restfelt med sikker vannforsyning og uten sedimentbarrierer kan imidlertid naturtypiske hydromorfologiske egenskaper være til stede, dog nedskalert. Slike strekninger kan fortsatt ha en viktig funksjon for vassdragsmiljøet og tilby naturtypiske habitater og prosesser.

Typiske påvirkninger i slike områder er redusert habitatareal grunnet mindre vannføring og redusert habitatkvalitet på grunn av endret sedimentsammensetning og massetransport.

Anbefalt kunnskapsgrunnlag for å kunne identifisere miljøeffekter: Det anbefales utrede både habitatkvalitet og forholdet mellom vanddekt areal og vannføring og i hvilken grad disse ble endret av reguleringen (kap. 3.4). I tillegg trengs data om fiskebestanden og hvordan den har reagert og reagerer på endringene. Aktuelle metoder for å kunne bedømme endringer og påvirkninger av fiskebestanden er el-fiske og evt. gytefisktellinger i anadrome strekninger.

I strekninger med fraført vann kan det også forekomme hurtige vannføringsendringer, eksempelvis ved åpning og stenging av flomluker eller ved driftsstans av elvekraftverk. Effektkjøring er vanligvis ikke til stede. Eventuelle hurtige vannstandsendringer og effekter av disse kan vurderes ved vannføringslogging som knyttes til data om fisk og bunndyr (Tabell 16).

Ofte har strekninger med fraført vann blitt kanalisert, erosjonssikret og utbygget med terskler. Effekter av slike fysiske inngrep kan fanges opp med utredningene beskrevet ovenfor, deriblant ungfiskundersøkelser og kartlegging av sediment- og habitatkvalitet (se kap. 3.2).

Aktuelle tiltak er minstevannføring, håndtering av sedimenter, ripping for å lage hulrom i substratet og/eller grusutlegg. Endringer av vannføringsregimet, tilpasninger av elvebunn, terskler og justering av terskler, samt en mer miljøvennlig erosjonssikring kan være relevant (kap. 6.3 i tiltakshåndboken).

2.2.4 M4 - Magasinkraftverket

Typiske økologiske effekter: Selve kraftverket kan føre til fysiske skader av fisk som passerer turbinen, dersom fisk og fiskevandring forekommer. Pelton- og Francisturbiner har høy skadepotensial (> 90 % av fisken skades) og per i dag anbefales det å skjerme fisk fra å vandre inn i slike kraftverk. Best effekt oppnås med bruk av finmaskete varegrind samtidig som fisken ledes til en trygg passasje. Som utredningsmetode anbefales en vurdering om og i hvilken grad vandrede fiskearter forekommer, supplert med prøvefiske og overvåking av fiskevandring. Dersom relevant kan situasjonen overvåkes ved merking av fisk (for eksempel PIT og telemetri), merking og gjenfangst, samt fangst med nøter i kraftutløpet der det er mulig (kap. 3.1.3). En oversikt over løsninger finnes kap. 6.2 i tiltakshåndboken.

Gassovermetning i kraftutløpet vil oppstå dersom luft rives med fra inntak eller ventiler og løses under høy trykk i kraftverket. Gassmetningsmåling i kraftutløpet og overvåking av vannføring ved inntak kan avdekke mulig gassovermetning. Tiltak kan utføres ved behov, slik som ombygging til vakuuminntak, struping eller økt utlufting av vann nedenfor turbinpassasjen (se kap. **Error! Reference source not found.** og kap. 6.6 i tiltakshåndboken). Ved nye anlegg skal bekkeinntak dimensjoneres tilstrekkelig til forekommende vannføringer slik at innsuging av luft unngås. Også bruk av Pelton-turbiner vil redusere risiko for biologisk relevant gassovermetning (kap. **Error! Reference source not found.**).

2.2.5 M5 – Strekning nedenfor magasinkraftverk

Typiske økologiske effekter: Nedenfor magasinkraftverk kan det forekomme endringer i temperaturforhold, vannførings- og sedimentregime, inkludert hurtige vannstandsendringer, samt i enkelte tilfeller gassovermetning. Temperaturforhold og gassmetning, samt tilhørende utredningsmetoder og tiltak er omtalt i kap. 2.2.1. og 2.2.2 siden årsakene ligger i beliggenhet og utforming til inntak.

Anbefalt Kunnskapsgrunnlag: Utredningsmetoder og aktuelle tiltak er beskrevet i kap 3.5 og **Error! Reference source not found.** Vannføringsendringer nedenfor kraftverk består ofte i at årsvariasjoner er utjevnet og flommer dempet siden vannet mellomlagres i magasiner. Ukes- eller døgnvariasjoner kan imidlertid ha økt, særlig når det forekommer effektkjøring. Også samlet mengde kan ha økt eller redusert avhengig av kraftverksutforming. Ved utfall av kraftverk kan det ta tid før vannet renner over magasinet og ned den gamle elvestrekningen. I slike tilfeller forekommer tørrlegging av elveareal nedenfor kraftverket med potensielt store konsekvenser for det akvatiske miljøet. Metoder for å avdekke økologiske effekter av vannføringsendringer er beskrevet i kap. 3.4 og 3.4.2. Sedimentregimet er ofte endret som følge av endringer i vannføring og her særlig demping av flommer. I tillegg er det ofte gjennomført en rekke fysiske endringer med effekt på sedimenttransport i slike strekninger, for eksempel terskler, erosjonssikring og lukking av flomløp/sideløp. Hvordan slike effekter bør utredes og avbøtes er beskrevet i kap. 3.2.

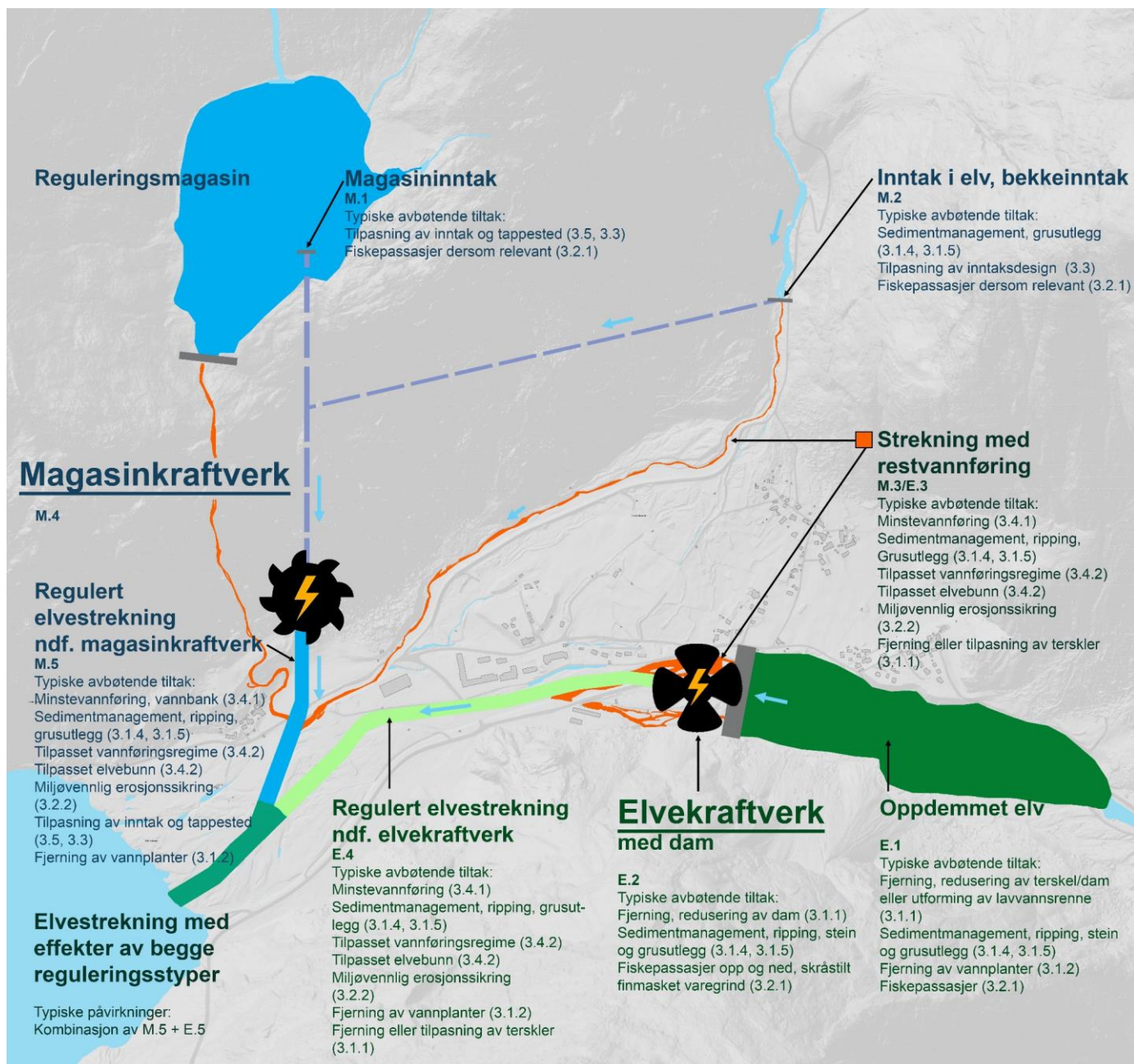
Aktuelle tiltak er demping av raske vannstandsendringer bl.a. fra effektkjøring, morfologiske tilpasninger av elvebunnen og omløpsventiler som sikrer vannføring ved utfall. Avbøtende tiltak er beskrevet i tiltakshåndbok, kap. 6.3 og 6.4., Bakken et al. (2016), Halleraker et al. 2016 og Vartia et al. 2018. Gassovermetning omtales i kap **Error! Reference source not found.** I kapitlene finnes også anbefalinger av tiltak.

Tabell 2. Oversikt over de viktigste økologiske effektene, samt utredningsmetoder og relevante avbøtende tiltak i magasinkraftverk. Kode for aktuelle tiltakstyper viser til den siste rapporten om tiltak og virkemidler i vannforvaltningen (DV, 2019).

Sted i den regulerte elven	Hva må man vite?	Hva er delvis relevant?	Aktuelle utredningsmetoder	Aktuelle avbøtende tiltak, kap. i tiltakshåndbok	Kode for aktuelle tiltakstyper *
M1 magasininntak	Temperatur og lagdeling i magasin kraftverksutløp før- og etter regulering		Kap. 3.5	Tappetårn, endringer i driftsmønstre, kap. 6.5	MT 24
		Gass-metning	Kap. Error! Reference source not found.	Senkning av inntak, endret driftsmønstre, kap. 6.6.	
		Fiskevandring	Kap. 3.1.3	Finmasket varegrind, fiskepassasjer, kap. 6.2	MT16
M2 bekkeinntak		Gass-metning	Kap. Error! Reference source not found.	Vakuuminntak, endret driftsmønstre, kap. 6.6.	
		Fiskevandring	Kap. 3.1.3	Finmasket varegrind, fiskepassasjer, kap. 6.2	MT27 MT16, MT7
		Oppdemming	Kap. 3.1.1	Sedimenthåndtering, kap. 6.3	MT10 MT5, MT356
M3 strekning med fraført vann	Endringer i habitatets areal. Forhold mellom vannføring og vanndekt areal		Kap. 3.4	Miljøbasert vannføring (minstevannføring, byggeklossmetode, vannbank o.l.)	MT37 MT30 MT19 MT3
	Endringer i habitatkvalitet		Kap. 3.1.5, 3.1.4	Habitattiltak som ripping og grusutlegg, kap. 6.3.	MT5 MT3 MT356 MT36, MT19
	Fiskevandring påvirket av lav vannføring?		Kap. 3.1.3	Fjerning eller tilpasning av terskler, dypål o.l., kap. 6.1 og 6.2	MT4
	Sammensetning og produktivitet av fiskebestand (ungfiskundersøkelser, gytefisktelling o.l.)		Kap. 3.2	Restaurering og habitattiltak, kap. 6	MT10 MT5 MT356 MT19
	Hurtige vannføringsendringer		Kap. 3.4.2	Demping av vannføringsendringer og eller tilpasning av elvebunn, kap. 6.4	MT30 MT3

		Problem-vekst av vannplanter	Kap. 3.1.2	Fjerning og skjøtsel av vannplanter, kap. 6.3.8	MT36
		Erosjons-sikring og kanal-isering	Kap. 3.2.2	Fjerning eller mer miljøvennlig erosjonssikring, kap. 6.3.9, 6.3.10	MT5 MT10
M4 magasinkraftverk		Gass-metning	Kap. Error! Reference source not found.	Senkning av inntak, endret driftsmønster, kap. 6.6.	
		Fiskevandring	Kap. 3.1.3	Finmasket varegrind, fiskepassasjer, kap. 6.2	MT27 MT16 MT342
		Oppdemming	Kap. 3.1.1	Sediment-håndtering, kap. 6.3	
M5 Elvestrekning ndf. kraftverket	Endringer i habitatets areal. Forhold mellom vannføring og vanndekt areal)		Kap. 3.4	Miljøbasert vannføring (minstevannføring, byggeklossmetode, vannbank o.l.),	MT 33
	Endringer i habitatkvalitet		Kap. 3.1.5, 3.1.4	Habitattiltak som ripping og grusutlegg, kap. 6.3.	MT5 MT3 MT356 MT36, MT19
	Sammensetning og produktivitet av fiskebestand (ungfiskundersøkelser, gytefisktelling ol.)		Kap. 3.2	Restaurering og habitattiltak, kap. 6	MT 10 MT 5 MT356 MT19
	Hurtige vannføringsendringer		Kap. 3.4.2	Demping av vannføringsendringer og eller tilpasning av elvbunn, 6.4	MT30 MT3
		Fiskevandring	Kap. 3.1.3	Finmasket varegrind, fiskepassasjer, kap. 6.2	MT27 MT16 MT342
		Gass-metning	Kap. Error! Reference source not found.	Justeringer av inntak, endret driftsmønster, kap. 6.6.	

*Tiltakstyper etter virkemiddel og tiltak i forvaltningen (DV 2029):
<https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/vannforvaltning/utforme-vannforvaltningsplan-og-tiltaksprogram/hvorfor-gjor-vi-tiltak/>



Figur 3. Kart med prinsippskisse over typiske avbøtende tiltak i elvestrekninger rundt magasin- og elvekraftverk. Gjennomført i tilstrekkelig omfang og utforming tilsvarer tiltakene god praksis.

2.3 Elvekraftverk

Typiske økologiske effekter: Elvekraftverk krever vanligvis en form for oppdemming og kan endre elvas morfologi og sedimenttransport, og har derfor potensiale for store økologiske effekter. Det oppdemmete området endrer elvens karakter fra rennende vann til en blandingsform mellom elv og innsjø, med lave vannhastigheter. Sedimentkvaliteten blir endret ovenfor, ofte ved akkumulering av finere partikler. Nedenfor oppdemmet område mangler sedimentene som har blitt avsatt ovenfor. Dammer i elver virker ofte som sedimentbarrierer med store økologiske konsekvenser for elva nedenfor, bl. a. ved mangel av gytegrus eller innskjæring av elven i terrenget grunnet redusert sedimenttransport. Ved innskjæring av elven bygges det ofte flere elvekraftverk nedenfor for å stabilisere vassdraget og det er derfor ikke uvanlig med en kjede av elvekraftverk. Dette forsterker den økologiske effekten og spesielt dersom det er få gjenværende frittflytende elvestrekninger.

Elvekraftverk har vanligvis også store effekter på fiskevandring siden dammen blokkerer oppvandring og nedvandrende fisk ofte skades i turbiner.

Elvekraftverk ved naturlige vandringsbarrierer/fosser medfører vanligvis mindre økologiske effekter av vassdragsreguleringen. Tilsvarende gjelder dersom slike kraftverk er bygget ovenfor naturlig utbredelse av vandrende fiskearter.

2.3.1 E1 – Oppdemmet elvestrekning

Typiske økologiske effekter: I det oppdemmete området av elven ovenfor demning forsvinner de fleste elvehabitater og sedimentsammensetningen blir endret. Typiske effekter på fisk er at gyte- og ungfiskhabitat for grusgytende fisk som harr, aure og laks samt andre elvelevende (rheofile) fiskearter forsvinner. Samtidig kan stagnofile arter som gjedde, abbor og ørekyte få større og bedre habitatforhold og øke i bestandsstørrelse. Predasjon på gjennomvandrende aure- og laksesmolt vil ofte øke i oppdemmede områder. Både fisk (for eksempel stor aure, gjedde, abbor m.fl.) men også fugl (for eksempel skarv) får bedre jaktforhold samtidig som smolt eller juvenil harr får lengre oppholdstid og mindre skjul. Dette kan føre til økt predasjonstrykk.

Anbefalt Kunnskapsgrunnlag: For å bedømme økologiske effekter av en oppdemming anbefales fysisk habitatkartlegging, samt fiskeundersøkelser (se kap. 3.1.1, 3.1.4).

Aktuelle tiltak er fjerning eller redusering av oppdemmingen. Dersom dammen skal bestå kan det gjennomføres en rekke avbøtende tiltak, deriblant sedimentmanagement, tilkobling av sideløp o.l. Se kap. 6.1 og 6.3 i tiltakshåndboken.

2.3.2 E2 - Elvekraftverk og dam

Typiske økologiske effekter: Selve kraftverket og damanlegget virker ofte direkte på fiskevandring ved å blokkere for oppvandrende fisk, dersom det ikke gjøres avbøtende tiltak. Nedvandrende fisk kan gjerne passere tidvis via flomluker eller ved overløp, eller følge hovedstrømmen gjennom turbinene. Passering gjennom turbin medfører betydelig dødelighet, dersom det ikke etableres rist eller avleder foran inntaket. Mens Francisturbiner ofte fører til høy dødelighet (potensiell > 90 %), er dødelighet ved passering gjennom Kaplan-turbiner ofte under 50 %. (Fjeldstad, Pulg, and Forseth 2018). For

småkraftverk med lavt fall finnes det fiskevennlige turbiner. Disse er foreløpig ikke testet ut for norske forhold.

I store elver (>1000 m³/s MQ) kan overløp i flomluker og over dammen i flomsituasjoner føre til gassovermetning (se kap. **Error! Reference source not found.**)

Anbefalt kunnskapsgrunnlag: Som utredninger anbefales å vurdere i hvilken grad vandrende fiskearter blir blokkert og skadet, samt historisk informasjon om hvor langt oppover i vassdraget naturlig forekommende fiskearter vandret før regulering. Dersom relevant kan situasjonen overvåkes ved merking av fisk (for eksempel PIT og telemetri), merking og gjenfangst, samt fangst med nøter i kraftutløpet der det er mulig (se kap. 3.1.3). Bruk av miljøDNA i vannprøver ovenfor potensielle vandringsbarrierer gir også lovende resultater når det gjelder å utrede forekomst og utbredelse av arter (for eksempel ål). Gassovermetning kan måles ved bruk av saturometerloggere (se kap. **Error! Reference source not found.**).

Aktuelle tiltak: Avbøtende tiltak for å oppnå bedre fiskepassasje vil være å skjerme fisk fra å vandre inn i kraftverk. Best effekt oppnås med finmaskete varegrind kombinert med at fisken må også ledes til en trygg passasje nedover. For oppvandrende fisk finnes det forskjellige typer fiskepassasjer (samme som for andre barrierer). En oversikt over løsninger finnes i kap. 6.2 i tiltakshåndboken. Dersom det forekommer gassovermetning kan dette reduseres ved deflektorer som reduserer luftinndrag i flomsituasjoner (Pulg, Isaksen, et al. 2018)

2.3.3 E3 – Strekning med fraført vann

Typiske økologiske effekter: Elvestrekninger nedenfor vannuttak har redusert vannføring. Avhengig av reguleringsgrad og reglement kan de tørrfalle. De større flommene kan fortsatt forekomme og med dette kan vannføringsforskjellene være større enn naturlig. Med endringer i vannføringsregimet vil ofte også sedimentregimet endres, særlig i vassdrag der det ble satt opp dammer. I store restfelt med årssikker vannføring og uten sedimentbarrierer kan imidlertid flere naturtypiske hydromorfologiske egenskaper være til stede, dog nedskalert. Slike strekninger kan fortsatt ha en viktig funksjon for vassdragsmiljøet og tilby naturtypiske habitater og prosesser.

Anbefalt kunnskapsgrunnlag: Typiske påvirkninger er redusert habitatareal grunnet mindre vannføring og redusert habitatkvalitet på grunn av endret sedimentsammensetning. Det er viktig å utrede både habitatkvalitet og forholdet mellom vanddekt areal og vannføring, og i hvilken grad disse ble endret gjennom reguleringen (se kap. 3.4). I tillegg trengs data for hvordan fiskebestandene er og har vært påvirket av endringene. Til dette kan man el-fiske og telle gytefisk, der dette er relevant.

I strekninger med fraført vann kan det også forekomme hurtige vannføringsendringer. Effektkjøring er vanligvis ikke til stede, men ved utfall av kraftverk eller flommer kan det forekomme raske vannføringsendringer. Eventuelle effekter av disse kan vurderes ved vannføringslogging som knyttes til data om fisk og bunndyr (Tabell 16).

Strekninger med fraført vann har delvis blitt kanalisert, erosjonssikret og utbygget med terskler. Effekter av disse fysiske inngrepene kan fanges opp med ungfiskundersøkelser og kartlegging av sediment- og habitatkvalitet (se kap.3.2.2).

Aktuelle tiltak er minstevannføring og håndtering av sedimenter, for eksempel slipp av sedimenter, ripping og/eller grusutlegg. Også endringer av vannføringsregimet, justering av terskler og en mer miljøvennlig erosjonssikring kan være relevant (se kap. 6.4 og 6.3 i tiltakshåndboken).

2.3.4 Strekning nedenfor elvekraftverk

Typiske økologiske effekter: Nedenfor elvekraftverk kan man først og fremst regne med endringer i sedimentregime og delvis raske vannstandsendringer. Sedimentsammensetningen er ofte endret som følge av at dammer og det oppdemmete området virker som sedimentfeller, noe som medfører mangel av visse sedimenttyper nedenfor, for eksempel gytegrus. Ved spyling eller anleggsvirksomhet i elvemagasiner kan det mobiliseres mye finsediment, noe som kan føre til økt dødelighet for bunndyr, fisk og fiskeegg, redusere fiske- og bunndyrhabitat nedstrøms og endret artssammensetning av bunndyr. I tillegg er det ofte gjennomført en rekke fysiske endringer med effekt på sedimenttransport i slike strekninger. For eksempel er det ofte terskler, erosjonssikring og lukking av sideløp.

Ved store oppdemmete områder og blandingstype med magasinregulering kan også vannføring, temperatur og gassmetning være forandret. Dette gjelder ikke minst der oppdemmete områder kan brukes som små magasiner, noe som kan muliggjøre effektkjøring til en viss grad. Ved utfall av kraftverk kan det avhengig av konstruksjonsmåten ta tid før vannet har rent over dammen. I slike tilfeller forekommer det tørrlegging av elveareal nedenfor kraftverk.

Anbefalt kunnskapsgrunnlag: For å kunne avdekke typiske miljøeffekter anbefales å utrede endringer i sedimentkvalitet og habitatforhold, samt fiskebestand (se kap. 3.2).

Ofte har strekninger nedenfor elvekraftverk blitt kanalisert, erosjonssikret eller utbygget med terskler. Effekter av disse fysiske inngrep kan fanges opp med ungfiskundersøkelser og kartlegging av sediment- og habitatkvalitet (se kap. 3.2)

Dersom relevant er metoder til utredning av vannføringsendringer beskrevet i kap. 3.4 og 3.4.2.

Dersom det kan forekomme hurtige vannføringsendringer grunnet raskt stopp eller oppkjøring av kraftverket bør mulige effekter evalueres ved vannføringslogging som knyttes til data om fisk og bunndyr (Tabell 16).

Aktuelle tiltak er beskrevet i kap. 6.3 i tiltakshåndboken, deriblant sedimenthåndtering og gytegrusutlegg. En oversikt finnes i Tabell 3.

Tabell 3. Oversikt over de viktigste økologiske effektene, samt utredningsmetoder og avbøtende tiltak i elvekraftverk.

Sted i den regulerte elven	Hva må man vite?	Hva er delvis relevant?	Aktuelle utredningsmetoder	Aktuelle avbøtende tiltak (kap. i tiltakshåndbok)	Kode for tiltakstype*
E 1 Oppdemmet elv	Endret morfologi og sedimentkvalitet		Kap. 3.1.1, 3.1.5, 3.1.4,	Restaurering, kap. 6.1 Sedimentmanagement, kap. 6.2	MT5 MT10 MT356
		Problemvekst av vannplanter	Kap. 3.1.2	Fjerning og skjøtsel av vannplanter, kap. 6.3.8	MT36
		Fiskevandring og økt predasjon	Kap. 3.1.3	Senkning av dam/luke og økning av vannhastighet, kap. 6.1.2 Tryggere fiskepassasjer og bypass, kap 6.2	MT16 MT27 MT4
E 2 Elvekraftverk med dam	Effekt på fiskevandring opp og ned		Kap. 3.1.3	Fiskepassasjer, finmasket varegrind, bypass, kap 6.2	MT16 MT27 MT342

	Endret sedimenttransport		Kap. 3.1.1, 3.1.5, 3.1.4,	Full restaurering, kap. 6.1 Sedimentmanagement, kap. 6.2	MT7 MT10 MT356	
E3 Strekning med fraført vann	Endringer i habitatets areal. Forhold mellom vannføring og vanddekt areal		Kap. 3.4	Miljøbasert vannføring, kap. 6.4	MT37 MT3	
	Endringer i habitatkvalitet		Kap. 3.1.5, 3.1.4	Habitattiltak som ripping og grusutlegg, kap 6.3.	MT5, MT356 MT10, MT3	
	Sammensetning og produktivitet av fiskebestand (ungfiskundersøkelser, gytefisktelinger ol.)		Kap. 3.2	Restaurering og habitattiltak, kap. 6.1 og 6.2	MT5 MT10 MT356 MT19	
	Hurtige vannførendringer		Kap. 3.4.2	Demping av vannførendringer og/ eller tilpasning av morfologi og elvebunn, 6.4	MT30 MT3	
		Erosjons-sikring og kanalisering		Kap. 3.2.2	Fjerning eller mer miljøvennlig erosjonssikring, 6.3.9, 6.3.10	MT5 MT10
E 4 Elvestrekning ndf. kraftverket	Endringer i habitat- og sedimentkvalitet		Kap. 3.1.5, 3.1.4	Habitattiltak som ripping og grusutlegg, 6.3. Restaurering av sideløp, 6.1.3	MT5, MT356 MT10, MT3	
	Sammensetning og produktivitet av fiskebestand (ungfiskundersøkelser, gytefisktelinger ol.)		Kap. 3.2	Restaurering og habitattiltak, kap. 6	MT5 MT10 MT356 MT19	
	Hurtige vannførendringer		Kap. 3.4.2	Demping av vannførendringer og eller tilpasning av elvebunn, 6.4	MT30 MT3	
		Erosjons-sikring og kanalisering		Kap. 3.2.2	Fjerning eller mer miljøvennlig erosjonssikring, 6.3.9, 6.3.10 Restaurering av sideløp, 6.1.3	MT5 MT10
		I noen tilfeller gassmetning		Kap. 3.1.1	Endringer i lufting av turbin, unngå luftinndrag, kap. 6.6	

*Tiltakstyper etter virkemiddel og tiltak i forvaltningen (DV 2029):
<https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/vannforvaltning/utforme-vannforvaltningsplan-og-tiltaksprogram/hvorfor-gjor-vi-tiltak/>

2.4 Elvestrekningen nedenfor elve- og magasinkraftverk

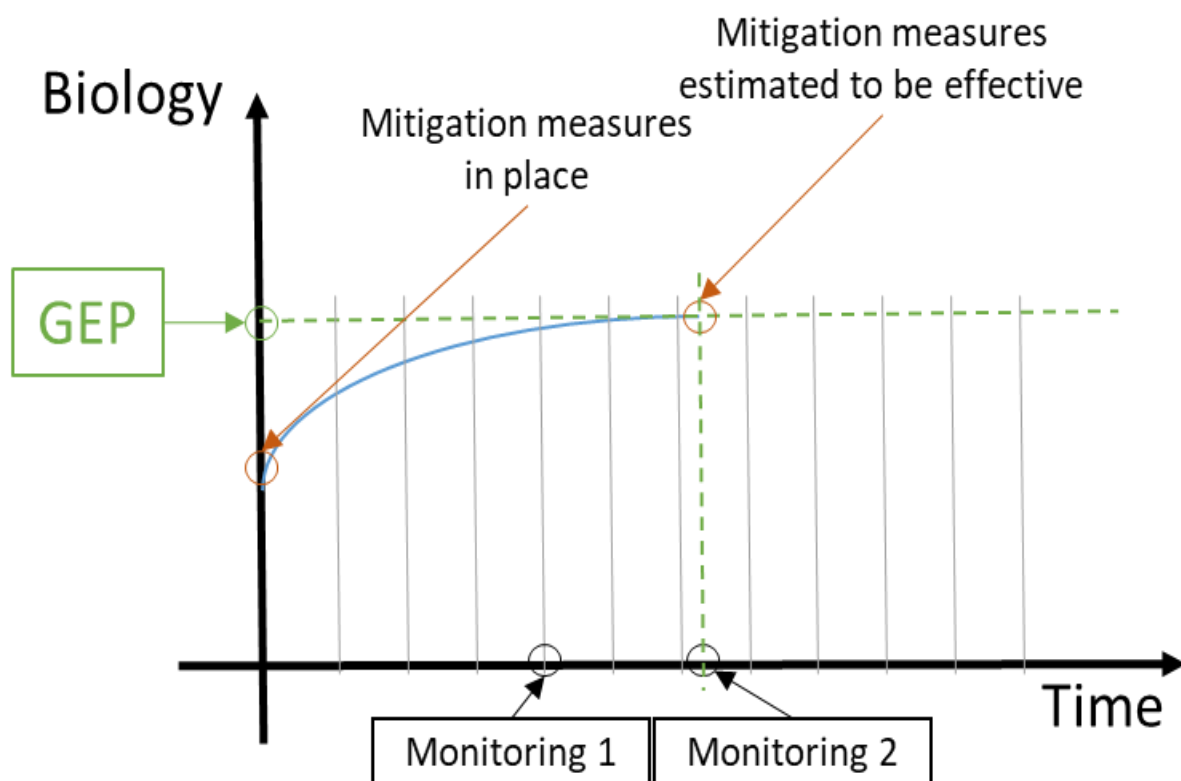
I større regulerte vassdrag finnes det ofte elvestrekninger som er påvirket av både elve- og magasinkraftverk. I slike tilfeller kan det regnes med at begge har effekter.

3 Fra påvirkningstype til utredningsmetoder og tiltak

I det følgende presenteres kapitler med tilhørende tabeller som utdyper temaene fra kapittel 2 og som veileder til utredningsmetoder og tiltak med utgangspunkt i påvirkninger (fra D-P-T-E-T -konseptet: Drivere – Påvirkning – Tilstand – Effekt - Tiltak). Oversiktstabellen (tabell 5) inneholder 22 typiske påvirkninger med tilhørende effekter og tiltak. Denne tabellen er omfattende og vanskelig å leses i A4 format. Den kan derfor nedlastes online på våre hjemmesider.

Det presenteres dessuten tabeller for enkelttemaene i de følgende kapitler. Også disse veileder til utredningsmetoder som grunnlag for å finne typiske påvirkninger og aktuelle tiltakstyper. Tabellene bygges opp fra inngrepstyper som knyttes til påvirkninger og anbefalte utredningsmetoder for å oppdage endringer og vurderingsmetoder som kreves for å kunne stille en diagnose. Dette lenkes så til aktuelle avbøtende tiltak, som er nærmere beskrevet i andre håndbøker, veiledere og tekniske rapporter fra EU (Halleraker et al. 2016, Vartia et al. 2018). Tabellene inkluderer informasjon om anbefalte metoder, samt eksempler.

Effektkontroll av avbøtende tiltak brukes for å dokumentere om tiltak virker etter hensikten, det vil si om definerte miljømål nås, og viser til undersøkelsesmetoder som bør brukes (se figur 4). I mange vassdrag er det også andre påvirkninger som kan påvirke økologiske forhold. De er beskrevet i påfølgende kapitler dersom de helt eller delvis forsterket av vassdragsreguleringer.



Figur 4. Effektkontroll av den økologiske forbedringen som forventes etter at relevante avbøtende tiltak er iverksatt i sterkt modifiserte vannforekomster (og fått virket lenge nok, CIS 2019)

I prosessen med å definere miljømål for elvevannforekomster påvirket av vannkraft skal alle relevante avbøtende tiltak med forventet god økologisk effekt vurderes. I henhold til tiltaksmetoden som følger av SMVF-veilederen fra 2014 (Veileder 1/2014), så må miljømålet konkretiseres til økologiske parametere. Den økologiske effekten av tiltakene må således prognoseres på best mulig måte for å kunne overvåke hvorvidt miljømålet nås, eller om ytterligere tiltak må iverksettes.

Tabell 4. Skjema over innholdet til tematabeller og hva innholdet betyr.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utrednings eller overvåkingsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose (Tiltaksanalyse /forvaltningsplan)
Her nevnes den hydromorfologiske endringen	Her listes typiske miljøeffekter som kan forventes ved gitt inngrep	Her nevnes hva som bør utredes eller overvåkes for å kunne oppdage og vurdere typiske miljøeffekter av inngrepet +++ betyr meget aktuelt, ++ aktuelt, + delvis aktuelt	Her listes referansene til anbefalte datainnsamlingsmetoder. (så vidt de finnes)	Her listes metoder som er egnet til å vurdere datainnsamlingen, (inkludert klassifisering etter vannforskriften så vidt de finnes) og i hvilken grad det er behov for tiltak	Her listes typiske tiltak som er aktuelle for å fjerne, redusere eller avbøte miljøpåvirkninger ved gitt inngrep. Ved tilstrekkelig utforming og omfang tilsvarer anbefalte tiltak «god praksis» +++ betyr meget aktuelt, ++ aktuelt, + delvis aktuelt



Figur 5. Skien kraftverk i Skienelva (Foto: Sebastian Stranzl)

3.1 Inngrep i elvesengen

3.1.1 Inngrep på tvers av elva – oppstuing ved dammer og terskler

Påvirkning

Dammer og terskler medfører oppstuing av vannet i elver slik at vannhastigheten reduseres og vanddyb øker på elvestrekningen ovenfor terskelen/dammen. Dette endrer sedimenttransporten med økt avsetning av finmateriale, men sedimenter kan delvis fortsatt transporteres under eller spyling. Grovere masser kan ofte ikke transporteres videre nedstrøms og mangler nedenfor oppstuingen (Schmutz et al. 2018). Effekten er avhengig av barrierenes høyde og elvens helning, samt sediment- og vannføringsregimet i vassdraget. I oppstuede områder ovenfor dam/terskel akkumuleres ofte finsediment, noe som blant annet fører til mindre skjul, mindre gytehabitat og oppveksthabitat for grusgytende fisk (harr, aure, laks mfl.). Nedenfor barrieren mangler sediment dersom det holdes tilbake. Miljøpåvirkninger på grunn av dette finnes særlig i vassdrag med stor naturlig og fluvial sedimenttransport der sedimentmangel kan føre til tap av habitat (for eksempel gyteplasser) og innskjæring (bunnerosjon) og med dette til ytterligere endringer i sedimentsammensetningen. Siden mange rheofile (elvelevende) fiskearter er avhengig av habitat i og langs elvebunnen, deriblant gyting i grus, kan endringene ha stor effekt på tetthet og produksjon av artene, for eksempel laks, ørret, harr, steinsmett, asp, stam og gullbust. Dessuten rammes bunndyr av sedimentendringer, inklusiv elvemusling. Typiske drivere er forskjellige former for vannbruk, og særlig vannkraft i Norge, men også uttak av drikkevann, vanning i landbruk og flomsikring. Terskler blir brukt til sikring mot bunnerosjon og til økning av vanddekt areal både grunnet arealbruk og av estetiske hensyn, friluftsliv og som miljøtiltak (Saltveit et al. 2006, Pulg et al. 2018).

Utredningsmetoder

Ved hjelp av klassifiseringsmetoden for hydromorfologiske støtteparametere (Harby et al. 2018) kan forholdene bedømmes på overordnet nivå. Det er et eget tema for oppstuing, samt følgeeffekter som reduksjon i andelen skjul i bunnssubstratet. For å kunne kartlegge inngrepene mer detaljert og inkludere lokale effekter, inkludert flaskehals for fiskebestander, samt for å kunne utvikle tiltak, anbefales å kartlegge situasjonen mer detaljert og å inkludere hensyn til elvemorfologi og sedimentregimet i det enkelte vassdraget og vassdragsavsnittet. For laksehabitat anbefales kartlegging etter Harby & Forseth 2013. Delvis kan metoden også brukes for ørret siden den har lignende habitatkrav til laks. For sjøørretbekker har det blitt utviklet forenklete metoder, beskrevet i Pulg et al. 2011, Vollseth et al. 2014 og DV 2018. For å bedømme habitatkrav til andre fiskearter finnes ingen direkte veiledere i Norge, her finnes opplysninger i internasjonal litteratur som Schmutz et al. 2018.

Prøvefiske i forskjellige vassdragsavsnitt bidrar til mer detaljkunnskap om forekomst, tetthet og habitatbruk av fiskearter. Her anbefales standardmetoder som el-fiske etter Bohlin et al. (1989), Bremseth et al. (2014), Hedger et al. 2018, dessuten prøvefiske med garnserier eller el-fiske med båt (oversikt i Sandlund et al. 2013). Til sammenligning med en historisk situasjon, tilstand før inngrep og referansetilstand, anbefales en gjennomgang av historiske data og flyfoto (se Pulg et al. 2018). Dersom datagrunnlaget er tilstrekkelig og inkluderer opplysninger om bestandsutvikling eller endringer i habitatets areal og kvalitet, kan vurderingsmetoden fra DV 2018 brukes som tilordner for bestandsstørrelse direkte til en miljøtilstandsklasse.

Aktuelle tiltak

Tiltak kan utvikles basert på kartlegging og tiltaksanalyse. Typiske tiltak for å bedre miljø i oppstuede områder er: 1) Fjerne dammen; 2) Åpne en lavvannsrenne eller andre former som muliggjør sedimenttransport (sedimentbypass) og 3) Kompenserende tiltak som sedimentmanagement, fjerning eller tilførsel av sediment. En oversikt finnes i Pulg et al. (2018), kap. 6.1 og 6.2.

Tabell 6. Typiske effekter av oppdemming, samt utredninger for å kunne avdekke effekter og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utrednings eller overvåkningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose (Tiltaksanalyse- /forvaltningsplan)
Oppstuing ved dammer eller terskler Hoveddrivere Vannkraft, annen vannbruk, erosjonssikring, flomsikring	Vandringshinder og barriere; Redusert habitatkvalitet med mindre hulrom ovenfor og mindre sedimenttransport nedenfor dammen; Økt predasjon av vandrende smolt i oppdemmet område; Redusert bestand av fisk	+++ Kartlegging av dammer og oppstuet område	Harby et al. 2018	Harby et al. 2018	Restaurering: +++ Fjerning av kunstige stoffbarrierer som dammer og terskler Habitattiltak: +++ Utsparinger i terskler +++ Sedimentbypass +++ Sedimentmanagement med transport av sediment rundt barrieren eller uttak av finsediment +++ Tilførsel av sediment nedenfor barrierer, f.eks. utlegging av gyttegrus Pulg et al. 2018 Eksempler: Fjeldstad et al. 2012; Gabrielsen et al. 2013
	Sedimentendringer med redusert skjul og gyttehabitat	+++ Habitatkartlegging med fokus på sedimentkvalitet	Harby & Forseth 2013; Harby et al. 2018	Harby et al. 2018	
	Endret sedimentdynamikk; Endringer i morfologi og habitater, for eksempel gytteforhold og ungfiskhabitat	+++ Kartlegging av stofftransport, først og fremst sedimenttransport	Hauer et al. 2018	Harby et al. 2018	
	Redusert gyttebestand	++Telling av gyttefisk/voksen fisk	Norsk Standard NS 9456: 2015	Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gyttebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	
	Endringer i forekomst/tetthet av fiskearter som følge av endre habitatkvalitet	++ El-fiske i forskjellige vassdragsavsnitt	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989	Art til stede /ikke til stede? Lave tettheter som ikke forklares av habitatforhold? Veileder 2018/2, S.93	

3.1.2 Problemvekst av vannplanter

Påvirkning

Gjengroing av kan være et problem i regulerte vassdrag og finnes ofte i strekninger med redusert vannføringsdynamikk (mindre og færre flommer), oppstuede områder (lavere vannhastighet og økt andel finsediment), samt etter endringer i sedimentregime. I tillegg kan endringer i vannkvaliteten som

følge av tilførsel av næringssalter (trofi) påvirke plantevekst, men som regel har dette andre årsaker enn regulering. I løpet av de siste tre tiårene har det vært en fremvekst av krypsiv på Sørlandet og sørvest i Norge. Dette har ført til problemvekst av krypsiv i mange elver og innsjøer (Figur 6). Utjevning av vannføringen i regulerte vassdrag bidrar til problemveksten, men problemstillingen er sammensatt og med mange sannsynlige påvirkningsfaktorer. Tett begroing av krypsiv kan dekke store vanndekte areal. Vanlig vekstform av krypsiv har 10-20 cm lange skudd, men under gunstige forhold kan den nå mer enn 3 meter og danne tette tepper som vokser helt opp til vannoverflaten. Begroingen fanger partikler fra vannet slik at opprinnelig elvebunn dekkes av mudder, og med krypsiv som vokser opp av muddret. De største problemvekstområdene opptrer som regel i stille- og sakteflytende elvepartier, men det forekommer også krypsiv på mer strømrrike partier av elven.

Vasspest, smal vasspest og flotgras kan også danne problemvekst. Vasspest og smal vasspest danner problemvekst først og fremst i næringsrike innsjøer, dammer, tjern og stilleflytende elver i lavlandet under skoggrensa. Flotgras får opp til 1 meter lange skudd og er forholdsvis vanlig over hele landet i alle vanttper, og vanligst i næringsfattig, surt eller nøytralt vann. Planten kan danne flytende matter som dekker store areal, og er spesielt et problem i terskelbasseng. Andre eksempler på vannlevende arter som skaper problemvekst inkluderer tusenblad, klovasshår, elvemose og torvmose.

Problemveksten av vannvegetasjon hindrer tradisjonelle friluftaktiviteter som fiske og bading, og kan også føre til redusert fremkommelighet for båt og tilstoppe vanninntak. Det er relativt få studier som prøver å finne økologiske effekter av problemvekst i Norge. Undersøkelsene indikerer at krypsiv ikke har negative effekter på produksjonen av bunndyr og fisk eller på biologisk mangfold av bunndyr (Velle et al. 2014, Velle et al. submittert). Det er likevel klart at masseforekomst av vegetasjon kan ha betydelige negative påvirkninger. Man antar for eksempel at masseforekomst av vasspestartene har negativ påvirkning på bl.a. vannkjemi, vannkvalitet og biologisk mangfold (Miljødirektoratet 2016). I Steinsfjorden er bestanden av den sterkt trua edelkrepsen sterkt redusert, mest sannsynlig fordi krepsens habitat er gjengrodd. Invasiv vegetasjon, slik som vasspest, kan også fortrenge naturlig forekommende vegetasjon. Vegetasjonen i elver kan lokalt være et problem for laks og sjøaure der fisken gytesubstrat dekkes av planter (Velle et al. 2014). Andre fiskearter enn laksefisk kan også påvirkes negativt, avhengig av artens preferanse for habitat.



Figur 6. Fjerning av krypsiv i Teigdalselva (venstre) ved hjelp av gravemaskin og spesialbygd fartøy. Finere sedimenter akkumuleres i og rundt ny tilvekst av krypsiv i Matreelven (Foto Gaute Velle).

Utredningsmetoder

For finne effekter av økt begroing på biologisk mangfold- og produksjon bør man kartlegge både fauna og flora i påvirkede strekninger. Sammenlikning av tettheter og biologisk mangfold i påvirkede og ikke påvirkede strekninger vil vise mulige økologiske effekter. Informasjon om de berørte artenes økologi

er viktig, for eksempel er det nødvendig med kunnskap om artenes preferanse for habitat for å kunne si hvorvidt habitatene dekkes av problemvekst. En god kartlegging vil også danne basis for å finne om tilstanden endres over tid, samt for å finne effekter av eventuelle tiltak.

Tiltak

Krypsiv har primært blitt fjernet ved hjelp av fire ulike metoder:

1. Styrt innfrysing. Krypsiv kan fjernes ved å la vegetasjonen fryse fast i isen, for så å kjøre en spyleflom. Dette kan gjøres nedstrøms utslipp fra vannkraftverk ved først å stoppe kraftproduksjonen under en kuldeperiode slik at vannstanden og vanntemperaturen senkes, og deretter kjøre opp produksjonen. Fastfrosset krypsiv vil da føres nedover i vassdraget. Tiltaket har for eksempel blitt gjennomført ved Brokke i Otra. Der ble det ikke avdekket vesentlige negative effekter av innfrysningen nedstrøms målområdet for tiltaket (Mjelde et al. 2012).
2. Manipulering av vannstand. I terskelbasseng med luke kan man heve og senke vannstanden for å "stresse" krypsivet. Dette har blitt testet ved Narvestad i Kvina. Tiltaket hadde god effekt da vannstanden ble holdt lav i en periode på ett år (Danielsen, Vegge, and Grimsby 2012).
3. Gravemaskin. Krypsiv og mudder legges på land med gravemaskin i en periode med lav vannstand. Dette fungerer fint dersom tiltaksområdet har begrenset areal. Dette har for eksempel blitt utført i gyteområder for sjørørret i Matreelva. I 2001/2002 ble krypsiv og 0,5 til 1 meter med mudder under krypsivet ned til gammel elvebunn fjernet. Deretter ble det bygget en ledebune for å øke vannhastigheten, og det ble lagt ut nytt gytesubstrat (Gabrielsen et al. 2011).
4. Spesialbygd fartøy. Dypere tiltaksområder kan renskes for krypsiv ved hjelp av spesialbygde fartøy som klipper krypsivet, eller drar det opp med rota ved hjelp av en roterende trommel. Krypsivet legges på land. Mudder ned til opprinnelig elvebunn kan også spyles ut med en blanding av trykkluft og vann, dersom laget med mudder er tynt (under 20 cm). Dette har for eksempel blitt gjort ved Straumland i Kvina (Danielsen, Vegge, and Grimsby 2012).

Tabell 7. Typiske effekter av problemvekst av planter, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typisk diagnose Typiske økologiske effekter	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose
Problemvekst, begroing som følge av regulering, kalking eller eutrofiering Hoveddrivere: Vannkraft og annen vannbruk, eutrofiering	Foringet økosystemtjenester; Akkumulering av finsedimenter; Endring av habitatkvalitet	++ Kartlegging av vannvegetasjon: artssammensetning, utbredelse og tetthet.	Velle et al. (submittert); Mjelde et al. 2012; Velle et al. 2014	Vurderes mot rekreasjonsbruk av begrodde områder og effekter nedstrøms, eks tetting av vanninntak, Navrud 2015, s. 24.	Restaurering: +++ Reetablering av naturtypisk vannføringsdynamikk og sedimenttransport
	Foringelse av gyteplasser for laksefisk, forbedret habitat for ungfisk og bunndyr	++ Kartlegging av gyteplasser for fisk	Velle et al. 2014; Forseth & Harby 2013	For evurdering av effekter på laksefisk og bunndyr, Velle et al. 2014	Habitattiltak: +++ Klippe begroing, Danielsen et al. 2012; +++ Reduksjon av næringsalter, Miljødirektoratet 2015;
	Vegetasjon dekker habitatet til andre organismer (fisk, bunndyr, vannplanter) slik at artene fortrenses	+Kartlegging av oppvekstvilkår for fisk	Forseth & Harby 2013	Effekter på biologisk mangfold må vurderes i hvert enkelt tilfelle, se Velle et al. 2014	+++Informasjonsarbeid for å hindre spredning, Miljødirektoratet 2015; ++ Grus og steinutlegg, Pulg et al. 2018; + Nedtapping, innfrysing, tørke og spyling, Danielsen et al. 2012

3.1.3 Inngrep på tvers av elva – vandringsbarrierer og hindringer

Påvirkning

Endringer i konnektivet skjer når fiskens vandringsmuligheter påvirkes, gjerne slik at deler eller hele habitat blir gjort utilgjengelig for fisk. For eksempel kan habitater som gyteplasser eller ungfiskhabitat frakobles, mens barrierer ved munningen av en elv kan gjøre hele habitatet utilgjengelig for anadrom fisk. Barriereeffekter på fisk kan derfor være stor. Barrierer kan i varierende grad ramme de fleste fiskearter og effekten vil avhenge av fiskens vandringsatferd og habitatkrav. Det skilles mellom hindringstype og vandringsretning. Barrierer stopper all vandring mens vandringshinder virker bare for deler av fiskebestanden eller i perioder. Typiske kunstige barrierer for oppvandrende fisk er dammer med høyde over 3 m. Typiske vannføringsavhengige vandringshinder for oppvandrende fisk er terskler uten lavvannsrenne fra 0.5 til 3 m høyde. I flomsituasjoner kan svømmesterke fisker som laks og ørret passere slike. Nedvandrende fisk kan vanligvis passere slike tverrliggende strukturer, men er utsatt for skader og delvis høy dødelighet når de må passere kraftverksturbiner. For arter med lavere svømme- og hoppeevne (harr, stam, ål, steinsmett mfl.) kan lavere tverrstrukturer allerede være en barriere. I oppdemmet området kan dødelighet være økt grunnet bedre forhold for predasjon.

Typiske drivere for kunstige barrierer er vannbruk og da oftest vannkraft (f. eks elvekraftverk, Figur 5), men også flomsikring, uttak til drikkevann eller landbruk, erosjonssikring (terskler) og infrastruktur (kulverter under veier og jernbane).

Utredning

Situasjonen bedømmes på overordnet nivå ved hjelp av klassifisering av hydromorfologiske støtteparametere (Harby et al. 2018). For å kunne kartlegge inngrepene mer detaljert, og ikke minst for å kunne finne flaskehals og utvikle egnede tiltak, anbefales å kartlegge situasjonen fysisk. For å kartlegge vandringshindre og barrierer anbefales i første omgang en hydraulisk oppmåling av eventuelle hindringer (høydeforskjell ved relevante vannføringer og hoppemuligheter) og en vurdering av fiskevandring basert på litteraturen. For laks og sjøaure, anbefales veileder DV 2018/2 (side 96) for en rekke andre ferskvannsarter, se Baudoin et al. (2014). Basert på dette vil barrierer og avbøtende tiltak ofte kunne identifiseres, særlig for oppvandring av fisk (se Pulg et al. 2018).

Ved kompliserte fiskevandring, og ofte også for å kunne bedømme nedvandring av fisk gjennom elvekraftverk, kreves detaljert vurdering av vandringsmønster til fiskeartene. I slike tilfeller vil en mer omfattende studie med merking og gjenregistrering av fisk kunne gi de nødvendige svarene, for eksempel når og hvor fiskene vandrer, og om og i hvilken grad de blir skadet. Avhengig av problemstilling, barriere og fiskebestand, anbefales akustisk merking (Gowans et al. 1999; Burnett et al. 2014), PIT (Lundqvist et al. 2008; Haraldstad et al. 2018) eller radiotelemetri (Thorstad et al. 2003, 2005; Nyqvist et al. 2017). Prøvefiske i forskjellige vassdragsavsnitt vil dessuten bidra til mer detaljkunnskap om vandringsmønstre og habitatbruk av fiskearter. Her anbefales standardmetoder som el-fiske etter Bohlin et al. (1989) og Hedger et al. (2018), garnfiske eller el-fiske med båt (oversikt i Sandlund et al. 2013).

For å bedømme effekter av barrierer kreves informasjon om beliggenhet av barrierene og hvilke habitater som er frakoblet. En forenklet vurderingsmetode for innlandsfisk finnes i Veileder 2018/2 s.

97. For anadrome arter kan frakoblet areal forenklet settes lik bestandsstørrelse dersom habitatkvaliteten ovenfor og nedenfor barrieren var lik (Veileder 2018/2, S.89). For en nærmere analyse av effekter på bestandsstørrelse og artssamfunn, samt for å skaffe et grunnlag for tiltaksplanlegging, anbefales en kartlegging av habitatforhold for enkelte arter. For laks- og ørrethabitat anbefales Harby & Forseth (2013). Norsk veileder for å bedømme habitatkrav til andre fiskearter mangler. Isteden kan man bruke overordnede prinsipper etter Harby et al. (2018) eller internasjonal litteratur som Jungwirth et al. (2003) og Schmutz et al. (2018). Det anbefales også å sammenlikne dagens situasjon med referansesituasjonen før inngrepet (historisk situasjon) ved hjelp av historiske data og flyfoto (se Bergan et al. 2019 og Pulg et al. 2018).

Tiltak

Tiltaksanalyse gjennomføres etter kartlegging og tilstandsvurdering. God praksis er at hver kunstig vandringshinder eller barriere i fiskeførende vassdrag med vandrende arter skal ha en funksjonsdyktig fiskepassasje. Typiske tiltak for å bedre konektivitet er 1) fjerne barrieren; 2) bygge om barrieren til en rampe over hele elvebredden, eller 3) bygge bypass med fiskepassasje, f.eks. en spaltetrapp, en kulpetrapp eller et naturtypisk sideløp. En oversikt over slike løsninger finnes i Pulg et al. (2018).

Tverrstrukturer har også effekt på sedimenttransport in vassdrag. Dette er omtalt i kap. 3.1.1.

Tabell 8. Typiske effekter av vandringshinder, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utredningsmetode («overvåking»)	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose (Tiltaks-/forvaltningsplan)
Endringer i longitudinal konektivitet Hoveddrivere: Vannkraft, erosjons- og flomsikring	Vandringshinder og barriere; Redusert habitatareal; Økt dødelighet ved turbinpassasje/oppdemming; Redusert bestand av fisk	+++ Hydraulisk kartlegging av vandringsbarrierer	Baudoin et al. 2014; Veileder 2018/2 s. 96	Veileder 2018/2 s. 97 (fragmenteringsgrad)	Restaurering: +++ Fjerning av kunstige vandringshinder
	Endringer i forekomst/tetthet av fiskearter som følge av stoppet/ redusert vandringsaktivitet	++ Prøvefiske/el-fiske i forskjellige vassdragsavsnitt	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989	Art til stede /ikke til stede? Lave tettheter som ikke forklares av habitatforhold? Veileder 2018/2, s.93	Habitattiltak: +++Ramper +++Fiskepassasjer opp og ned
		++ Merking og gjenregistrering av fisk	Bidrar til å vurdere barriereeffekt	DV 2018, Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	Fjeldstad et al. 2018; Pulg et al. 2018
	Redusert gytebestand	++Telling av gytefisk/voksen fisk	Norsk Standard NS 9456: 2015	Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	
	Endret sedimentdynamikk; Endringer i morfologi og habitater, f.eks. gyteforhold og ungfiskhabitat	+++ Kartlegging av stofftransport, først og fremst sedimenttransport	Hauer et al. 2018; Harby et al. 2018	Harby et al. 2018	Restaurering: +++ Fjerning av kunstige stoffbarrierer Habitattiltak: +++ Utsparinger i terskler +++ Sedimentbypass +++ Sedimentmanagement med transport av sediment +++ Tilførsel av sediment nedenfor, f.eks. utlegging av gytegrus Pulg et al. 2018

3.1.4 Endringer i elvemorfologi – utretting, kanalisering og oppdemming.

Påvirkning

Fysiske inngrep medfører vanligvis endringer i elvens morfologi (form) og sedimentsammensetning som igjen påvirker flora og fauna. Habitattyper og -areal kan reduseres eller gå tapt. Typiske eksempler er utretting med fjerning av delta, meander og eller kroksjøer (Figur 7) samt oppdemming med endringer i sedimenttransport og sedimentkvalitet. En rekke av disse temaene er nærmere beskrevet i egne kapitler og derfor finnes flere kryssreferanser i tabellen. Typiske biologiske effekter er reduksjon i habitattyper og habitatareal, som igjen kan medføre reduserte bestander av fisk og bunndyr. Vannkraft er ikke nødvendigvis driver av slike inngrep, men ofte forbindes vannkraftutbygging med en rekke fysiske inngrep, deriblant erosjonssikring, terskler og buner. Typiske andre drivere er bosetting og urbanisering, dessuten landbruk og flomsikring.

Utredning

Ved hjelp av klassifisering av hydromorfologiske støtteparametere (Harby et al. 2018) kan effekten av endringer i morfologi vurderes på overordnet nivå. En mer detaljert kartlegging kan gjennomføres med metodene beskrevet i Pulg et al. 2018 (s. 43), Hauer & Pulg (2018) og Hav & Vatten (2018). Dette er særlig relevant når biologiske effekter skal identifiseres og for å kunne planlegge og dimensjonere tiltak siden effekt av fysiske inngrep er avhengig av elvemorfologitype. Erosjonssikring i bratte kaskader eller jevne stryk kan ha langt mindre effekt på morfologi og habitat enn samme type erosjonssikring i meandrende kulp-stryk eller finsedimentstrekninger. Prøvefiske i påvirkede elvestrekninger og referansestrekninger vil dessuten bidra til mer detaljkunnskap om forekomst, tetthet og habitatbruk av fiskearter. Her anbefales standardmetoder som el-fiske etter Bohlin et al. (1989) og Hedger et al. (2018), garnfiske eller el-fiske MED BÅT (oversikt i Sandlund et al. 2013).

Tiltak

Tiltak kan utvikles etter gjennomført kartlegging og tilstandsvurdering. Typiske tiltak for å bedre fysiske miljøforhold er 1) fjerne fysiske inngrep; 2) bruk av mer naturtypiske sikringsmetoder; 3) habitattiltak med vedlikehold som kompensasjonshabitat, for eksempel utgraving av kroksjøer eller utlegging av grus og rullestein. En oversikt over slike løsninger finnes i Pulg et al. (2018).



Figur 7. Forbygget elvestrekning (Foto: Pulg)

Tabell 9. Typiske effekter av kanalisering, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typisk diagnose Typiske økologiske effekter	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose
Utretting kanalisering og oppdemming Hoveddrivere: Arealbruk, infrastruktur og bosetting	Færre habitattyper og areal, redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av elvemorfologi	Harby et al. 2018; Hauer & Pulg 2018; Hav & Vatten 2018	Harby et al. 2018 Veileder 2018/2	Restaurering: +++ Fjerning eller redusering av forbygninger. +++ Egendynamisk utvikling av vassdraget +++ Reetablering av kantvegetasjon
	Redusert habitatareal og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av omfang og type erosjonssikring	Harby et al. 2018; Barlaup et al. 2015; Pulg et al. 2011	Harby et al. 2018 Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon)	
	Redusert habitatkvalitet og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av oppdemming	Hauer & Pulg 2018; Harby et al. 2018	Harby et al. 2018	Habitatiltak: +++ miljøvennlig erosjonssikring med uregelmessig steinutlegg eller faskiner +++ Etablering av naturtypiske elvebredder med morfologisk variasjon ++ Utgraving og tilkobling av kroksjøer ++ Tilkobling av sideløp Pulg et al. 2018
	Redusert habitatareal ved tap av habitatareal (redusert bredde, kappede meander ol.)	+++ Sammenligning med historiske opplysninger som kart og flyfoto	Pulg et al. 2018	Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon)	
	Redusert gytebestand	++ Telling av gytefisk/voksen fisk	Norsk Standard NS 9456: 2015	Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	
	Endringer i fisketthet pga. endrete habitatforhold, f.eks.: Mindre skjul; Redusert tilførsel av stein og gytegrus; Mindre kantvegetasjon	++ El- fiske i berørt strekning og referanse	Forseth et al. 2008 Bohlin et al. 1989	Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon) Veileder 2018/2, S.93 (art til stede /ikke til stede? Lave tettheter pga. reduserte habitatforhold?)	
		++ Kartlegging av lateral konektivitet	Se kap. 3.2.1		
		++ Kartlegging av erosjonssikring	Se kap. 3.2.2		
	++ Kartlegging av bekkelukking	Pulg et al. 2011			
	++ Kartlegging av kantvegetasjon	Se kap. 3.2.3			

3.1.5 Endringer i sediment og substratforhold

Påvirkning

Erosjon, transport og akkumulering av organisk og ikke-organisk materiale er en naturlig prosess i vassdrag. Sedimentene danner et habitat for fisk, bunndyr og for vannplanter, og danner ofte typiske habitater for elvetyper. Endringer i sedimentsammensetning har derfor stor effekt på akvatisk liv. Finsediment (<1mm) kan dekke til naturlige hulrom i grusbunn (1-10 cm), og således tildekk habitatet til organismer, slik som fiskeegg, yngel og bunndyr. Akkumulering av finsedimenter kan føre til forringelse av gyteplasser for grusgytende fisk, død av fiskeegg, mindre habitat for juvenil laksefisk, ål, steinsmett mm, samt død av elvemusling (Figur 8). Også en kunstig økning av kornstørrelse kan

forekomme, for eksempel nedenfor dammer. Her kan det oppstå mangel på økologisk viktige sedimenttyper, for eksempel egnet gytegrus. Typiske ytre drivere av endringer i sedimentsammensetning er endringer i arealbruk. Landbruk, hogst, mineral- og massgruver, samt anleggsvirksomhet er kjente årsak til økt utslipp av finsedimenter. I tillegg kommer hydrauliske endringer i vassdraget som kan endre avsetning av slike masser. Ovenfor dammer og terskler akkumuleres mer finsediment, men kornstørrelsen kan øke nedenfor (se kap. 3.1.3).

Utredning

Ved mistanke om endrede sedimentforhold bør omfanget kartlegges. For å få oversikt over omfanget er det en fordel om man kjenner tilstanden før utslippet. Hvis ikke før-data eksisterer kan endringer bedømmes basert på hydrauliske, hydrologiske og geomorfologiske rammer. Her bør en bedømme hvilke sedimenter som forventes i forskjellige elvetyper avhengig av gradient, vannføring og løsmasseforekomst (Hauer & Pulg 2018, Pulg et al. 2018, Schmutz et al. 2018). For sedimentforhold i laksehabitat, og delvis også for ørret, anbefales Forseth & Harby (2013). Kartleggingen vil danne basis for å finne om tilstanden endres over tid, samt for å finne effekter av eventuelle tiltak.

Prøvefiske i tilknytning til erosjonssikring og referansestrekninger vil bidra til økt kunnskap om effekter på fisk. Her anbefales standardmetoder som el-fiske etter Bohlin et al. (1989) og hedger et al. (2018), garnfiske eller el-fiske med båt (oversikt i Sandlund et al. 2013). PSI-indeksen for bunndyr kan brukes til å beregne om bunndyrfaunaen er påvirket av finsedimentene (Extense et al. 2013).

Tiltak

Typiske tiltak vil være å fjerne unaturlige sedimenter, enten direkte med gravemaskiner eller slamsuging, ripping eller ved utspyling. Det kan også være aktuelt å fjerne tverrstrukturer som fører til redusert transportkapasitet, som for eksempel terskler. Metodene er beskrevet i Pulg et al. (2018).



Figur 8. Høy andel av finsedimenter gir lite skjul for ungfisk og dårlige gyteforhold, og påvirker produksjonen og artssammensetningen av bunndyr.

Tabell 10. Typiske effekter av kanalisering, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose
Kunstig mobilisering og akkumulering av finsedimenter	Foringelse av gyteplasser for grusgytende fisk; Redusert hulrom og skjul i sediment med mindre habitat for juvenile laksefisk, ål, steinsmett mm.; Foringelse av habitat for bunndyr	+++Kartlegging av sedimentkvalitet, spesielt i områder tidligere dekket av grovere sedimenter; Sammenligning med før-data, f.eks. på flyfoto; Alternativ sammenligning med hydromorfologisk typiske sedimenter	Forseth & Harby 2013; Hauer et al. 2018; Hauer & Pulg 2018; Extense et al. 2013 for å beregne PSI-indeksen for bunndyr i elvesediment	Harby et al. 2018; DV 2018/2, kvalitetselement fisk	Restaurering: +++ Redusering av eventuelle finsedimentutslipp/-mobilisering +++ Reetablering av naturtypisk vannføringsdynamikk og sedimenttransport +++ Fjerning av terskler (dersom til stede) Habitattiltak: +++Ripping +++Fjerning av finsediment med maskiner +++Naturlige eller kunstige spyleflommer +++ Senkning av terskler (dersom til stede) Pulg et al. 2018
Sediment blir grovere (større kornstørrelse)	Utspyling av grus med forringelse av gyteplasser for grusgytende fisk; Endringer i morfologi hulrom og skjul i sediment; Foringelse av habitat for bunndyr	+++Kartlegging av sedimentkvalitet, spesielt i områder tidligere dekket av grovere sedimenter; Sammenligning med før-data, f.eks. fra flyfoto; Alternativ sammenligning med hydromorfologisk typiske sedimenter	Forseth & Harby 2013; Hauer et al. 2018; Hauer & Pulg 2018; Extense et al. 2013 for å beregne PSI-indeksen for bunndyr i elvesediment	Harby et al. 2018; DV 2018/2, kvalitetselement fisk	Restaurering: +++ Reetablering av naturtypisk vannføringsdynamikk og sedimenttransport +++ Fjerning av demninger/terskler (dersom til stede) Habitattiltak: +++ Sedimentmanagement med transport av sediment rundt barrierer. +++ Tilførsel av sediment, f.eks. gytegrus Pulg et al. 2018

3.2 Fysiske endringer i elveslette og langs bredder

3.2.1 Inngrep på langs av elva – lateral konektivitet

Påvirkning

Endringer i elveslette eller vassdragsdeler som ligger utenfor hovedløpet av elven, slik som sideelver, sideløp og kroksjøer, medfører ofte at nøkkelhabitater for fisk reduseres eller frakobles (Figur 9). Eksempler er tørrlegging av eller vandringsbarrierer i sidevassdrag som brukes til gyting og ungfiskhabitat for ørret og laks, vegetasjonsrike kroksjøer eller oversvømmelsesarealer som brukes av vegetasjonsgytende fisk, for eksempel gjedde og mort, eller kroksjøer som brukes som yngelhabitat av mange karpearter og lake. Typiske drivere for slike inngrep er landbruk, bosetting, infrastruktur og flomsikring.

Utredning

Situasjonen bedømmes på overordnet nivå og ved hjelp av klassifisering av hydromorfologiske støtteparametere (se Harby et al. 2018). For detaljer kartlegging av inngrep og for å identifisere flaskehals og utvikle tiltak, anbefales å kartlegge situasjonen fysisk med fokus på habitatkvalitet og konektivitet. For å kartlegge vandringshinder anbefales en hydraulisk vurdering av inngrep (for laks og sjøaure, se Veileder 2018/2 s. 96. For en rekke andre ferskvannarter, se Baudoin et al. 2014). Dersom det behøves mer detaljerte vurderinger av vandringsmønstre og habitatbehov vil en mer omfattende studie med merking og gjenregistrering av fisk kunne gi gode resultater. Prøvefiske i forskjellige vassdragsavsnitt (dersom de fortsatt eksisterer) vil bidra til mer detaljkunnskap om vandringsmønster og habitatbruk. Her anbefales standardmetoder som el-fiske etter Bohlin et al. (1989) og Hedger et al. (2018), garnfiske eller el-fiske med båt (oversikt i Sandlund et al. 2013).

Til kartlegging av laks- og ørrethabitat anbefales Harby & Forseth (2013). Norsk veileder for å bedømme habitatkrav til andre fiskearter mangler. I stedet kan man bruke overordnede prinsipper etter Harby et al. (2018) eller internasjonal litteratur som Jungwirth et al. (2003) og Schmutz et al. (2018). Til sammenligning med en historisk situasjon, tilstand før-inngrep og referansetilstand anbefales en gjennomgang av historiske data og flyfoto som presentert i Pulg et al. (2018).

Tiltak

Tiltak kan utvikles etter kartlegging og tilstandsvurdering. Typiske tiltak for å bedre tilgang på akvatiske habitater i elvesletten er gjenåpning og restaurering av sideløp, fiskepassasjer og habitattiltak i sidevassdrag (se Pulg et al. 2018). Det er viktig å sette seg inn i referansetilstand ved tiltaksplanlegging og også å inkludere terrestriske habitater i elvesletten. Eksempelvis er periodiske vanddammer typisk for elvesletter og disse er naturlig fisketomme og viktige gytehabitat for amfibier, samtidig som de kan være og feller for fisk ved uttørking. Disse bør ikke tilkobles for fisk.



Figur 9. Sideløp og elveslette er ikke tilgjengelige for fisk når vassdraget er skjært inn i terrenget etter utretting eller der et er sterkt kanalisert

Tabell 11. Typiske effekter ved frakobling av elveslette og sidevassdrag, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utredningsmetode («overvåking»)	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose (tiltaks-/forvaltningsplan)
Endringer i lateral konnektivitet; Endringer i flomslette	Vandringshinder og barriere redusert habitatareal; Økt dødelighet ved turbinpassasje/oppdemming; Redusert bestand av fisk	+++ Kartlegging av sidevassdrag og vandringsbarrierer	Baudoin et al. 2014; Veileder 2018/2 s. 96; Harby et al. 2018	Veileder 2018/2 s. 97 (fragmenteringsgrad); Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon); Harby et al. 2018	Restaurering: +++ Fjerning av kunstige vandringshinder +++ Tilkobling og restaurering av sideløp, kroksjøer eller flomsoner
	Redusert habitatareal ved tap av sideløp eller habitater i elvesletten (f. eks. gyteplasser i flomsone); Redusert habitatkvalitet ved tap av habitater i fysisk forandrete sideløp	+++Sammenligning med historiske opplysninger som kart og flyfoto inkludert tapte vassdragsdeler	Pulg et al. 2018; Pulg et al. 2011	Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon)	Habitattiltak: +++Ramper +++Fiskepassasjer opp og ned ++
	Endringer i forekomst/tetthet av fiskearter som følge av stoppet/ redusert vandringsaktivitet	++ El-fiske i forskjellige vassdragsavsnitt	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989	Art til stede /ikke til stede? Lave tettheter som ikke forklares av habitatforhold? Veileder 2018/2, S.93 Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	Habitatforbedring som kompensasjon, f.eks. tillaging av gyteplasser; Fjeldstad et al.; 2018; Pulg et al. 2018
		++ Merking og gjenregistrering av fisk	Bidrar til å vurdere barriereeffekt		

3.2.2 Inngrep på langs elva – erosjonssikring

Påvirkning

Erosjonssikring brukes for å stabilisere elveløp, for eksempel ved hjelp av steinsetting, plastring og betongvegger langs elvebredder. Bunnplastring og terskler brukes for å erosjonssikre elvebunnen mot innskjæring. Stabilisering medfører ofte redusert morfologisk variasjon, mindre skjul for fisk og mindre sedimentdynamikk. Typiske elveformer kan endre, og dermed også habitatene, for eksempel kan sideløp, meanderbuer og kroksjøer avskjæres og tørrlegges. Erosjonssikring på begge sider av elven låser elveløpet og kalles også «kanalisering». Tilførsel av masser fra sidene reduseres siden elven ikke lengre kan grave i siden, noe som kan føre til mangel på gytegrus. Erosjonssikring medfører ofte også tverrstrukturer som dammer og terskler. Disse reduserer omlagring og rensing av sediment. Dermed kan gytehabitat og oppvekstområder med hulrom og skjul bli mindre. Heterogen steinsetting kan imidlertid også øke skjultilgang i ellers homogene elvestrekninger. Erosjonssikring kan ha konsekvenser for alle arter av ferskvannsfisk i Norge. Vannkraft er ikke nødvendigvis driver av slike inngrep, men ofte forbindes vannkraftutbygging med en rekke fysiske endringer, deriblant erosjonssikring. Typiske andre drivere er bosetting, urbanisering, landbruk og flomsikring.

Utredning

Ved hjelp av klassifisering av hydromorfologiske støtteparametere (Harby et al. 2018) kan effekten av erosjonssikring vurderes på overordnet nivå. En del av erosjonssikringene i Norge er registrert i NVEs Atlas (www.atlas.nve.no). For å kunne kartlegge inngrep mer detaljert, ikke minst for å kunne finne flaskehals og utvikle tiltak, anbefales å kartlegge sikring og habitatforhold. For laks- og delvis også for ørrethabitat, anbefales Harby & Forseth 2013. Norsk veileder for å bedømme habitatkrav til andre fiskearter mangler. I stedet kan man bruke overordnede prinsipper etter Harby et al. (2018) eller internasjonal litteratur som Jungwirth et al. (2003). For å sammenligne med en historisk morfologisk situasjon eller referansetilstand anbefales en gjennomgang av historiske data og flyfoto eller elvetyptologi (se Pulg et al. 2018) og Hav og Vatten 2018).

Prøvefiske i tilknytning til erosjonssikring og referansestrekninger vil dessuten bidra til mer detaljkunnskap om habitatbruk av fiskearter. Her anbefales standardmetoder som el-fiske etter Bohlin et al. (1989) og Hedger et al. (2018), garnfiske eller el-fiske med båt (oversikt i Sandlund et al. 2013).

Aktuelle tiltak

Tiltaksanalyse kan gjennomføres etter kartlegging og tilstandsvurdering. Typiske tiltak for å bedre fysiske miljøforhold er 1) fjerne erosjonssikring; 2) bruk av mer naturtypiske sikringsmetoder som heterogen steinsetting, faskiner og kantvegetasjon istedenfor glatt plastring. En oversikt over løsningene finnes i Pulg et al. (2018).

Tabell 12. Typiske miljøeffekter av erosjonssikring, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typisk diagnose Typiske økologiske effekter	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose
Erosjonssikring av vassdrag: Kanalisering, utretting, steinsetting, terskelbygging o.l.	Redusert habitatareal og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av omfang og type erosjonssikring	Harby et al. 2018; Barlaup et al. 2015; Pulg et al. 2011	Harby et al. 2018; Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon)	Restaurering: +++ Fjerning eller redusering av erosjonssikring. +++ Egendynamisk utvikling av vassdraget +++ Reetablering av kantvegetasjon
	Redusert habitatkvalitet og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av endringer i sedimentregime og kvalitet	Hauer & Pulg 2018; Harby et al. 2018	Harby et al. 2018	
	Redusert habitatareal ved tap av habitatareal (redusert bredde, kappede meander ol.)	+++ Sammenligning med historiske opplysninger som kart og flyfoto	Pulg et al. 2018	Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon)	Habitattiltak: +++ miljøvennlig erosjonssikring med uregelmessig steinutlegg eller faskiner +++ Etablering av naturtypiske elvebredder med morfologisk variasjon
	Endringer i fisketthet pga. endret habitat, f.eks.: Mindre skjul; Redusert tilførsel av stein og gyttegrus; Mindre kantvegetasjon	++ El-fiske i berørt strekning og referanse	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989	Veileder 2018/2 s. 81 (tapt areal og fiskebestandsreduksjon): Veileder 2018/2, S.93 (Art til stede /ikke til stede? Lave tettheter pga. reduserte habitatforhold?)	
	Redusert lateral konektivitet	++ Kartlegging av lateral konektivitet	Tabell 11	Tabell 11	Pulg et al. 2018
	Redusert kantvegetasjon	++ Kartlegging av Kantvegetasjon	Tabell 13	Tabell 13	

3.2.3 Inngrep på langs av elva – endringer i kantvegetasjon

Påvirkning

Vegetasjonen langs vassdrag, kantvegetasjonen, har stor betydning for økosystemet i og langs vassdraget og kan bidra til å redusere erosjon i elvebredden. Kantvegetasjonen i seg selv kan bestå av mange plantearter, og er habitat for mange dyr, særlig insekter og fugler. Vegetasjonen er dessuten levesteder og vandringskorridorer for pattedyr, og har en viktig rolle for det akvatiske miljøet. Den leverer organiske næringsstoffer til rennende vann (løv, kvister og døde trær), der det ellers er lite biologisk primærproduksjon. Vegetasjonen gir dessuten skjul for fisk mellom røtter, kvister og i skygger, og selve skyggen bidrar også til å redusere oppvarming fra solstråling. Redusering av kantvegetasjon er omfattende i urbane strøk og i landbruksområder. Hoveddriveren er arealbruk og bosetting. Også flomsikring (økt kapasitet og sikring av plastring) reduserer kantvegetasjon i noen elveavsnitt.

Utredning

Det eksisterer et regelverk som skal beskytte kantvegetasjon og som setter rammer for tiltak. Bredden skal være tilstrekkelig å opprettholde økologiske funksjon (vannressurslovens §11). Vegetasjonen i en flersjiktet kantsone gir god renseeffekt for overflatevann fra dyrket mark når den er minst 2-3 m bred. På erosjonsutsatt jord bør kantvegetasjonen være bredere. Forskrift om nydyrking krever kantsone på

6 m. Regelverket og tiltak er beskrevet nærmere i veileder 2-2019 fra NVE. I henhold til vannforskriften kan den brukes som støtteparameter (Harby et al. 2018). Inngrep i kantvegetasjon kan også brukes indirekte i vannforskriften dersom endringer i vegetasjonen påvirker biologiske kvalitetselementer (DV 2018).

Tiltak

Kantvegetasjon kan plantes eller reetableres ved hjelp av naturlig suksesjon (Pulg et al. 2018). Det er viktig at kantvegetasjonen har tilstrekkelig areal i forhold til arealbruk og flomvern.

Tabell 13. Typiske miljøeffekter som følge av fjerning av kantvegetasjon, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utredningsmetode («overvåking»)	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose (tiltaks-/forvaltningsplan)
Redusering av kantvegetasjon	Økt utrasing og erosjon; Økt tilførs av næringsstoffer, finpartikler og pesticider; Økt algevekst; Redusert oppvekstvilkår for bunndyr og fisk; Mangel på skjul; Redusert biologisk mangfold	+++Kartlegging av omfanget til viltvoksende og naturlige planteliv langs vann og vassdrag, samt overhengende vegetasjon	Staubo et al. 2019; Harby et al. 2018; Blankenberg et al. 2017;	Blankenberg et al. 2017, s. 56-57 for å vurdere effekter; Harby et al. 2018	Restaurering: +++ Reetablering av naturtypisk kantvegetasjon i flere sjikt og med tilstrekkelig bredde Pulg et al. 2018.

3.3 Gassovermetning

Påvirkning

Gassovermetning kan forekomme nedstrøms vannkraftverk og dammer, ved høy overmetning kan vannet være blakket av små bobler (Figur 10). Høye og langvarige overmetninger kan være dødelig for fisk og bunndyr (forårsaket av gassblæresyke), og medføre subdødelige effekter. Lave tettheter av bunndyr og fisk, fiskedød og blakket vann kan være indikatorer.

Vurdering og tiltak

Til kartlegging anbefales å måle om det finnes kunstig gassovermetning ved hjelp av saturometerlogging som beskrevet i Pulg et al. (2018b). Utlufting av overmettet vann og fortykning fører til at gassovermetningen gradvis avtar nedstrøms utslippspunktet og det vil derfor vanligvis kun være en del av elvens lengde nedstrøms utslippspunktet som er påvirket. Vi anbefaler derfor at overmetningens omfang og transport kartlegges dersom kunstig gassovermetning forekommer i biologisk relevant størrelsesorden. Det ser ut til at skadelige effekter oppstår over 108%, men effektene er påvirket både av overmetningsintensitet, vanddyb og tiden vannet er overmettet. Gassovermetning kan forekomme uventet og være kortvarig – som forurensing. Den bør derfor overvåkes over tid. Gassovermetning beskrives ikke som støtteparameter i Vannforskriften, men fanges opp via biologiske indikatorer som kvalitetselement fisk og bunndyr. I Pulg et al. (2018b) finnes en risikovurdering og forslag til tiltak, deriblant er struping av bekkeinntak, luftingsdeflektorer, alarmsystemer og vakuuminntak.



Figur 10. Bildet viser overmettet og blakket vann i Otra ved utløp Brokke kraftverk (28.05.2014). Vannet fra restfeltet er ikke overmettet (100 % metning) og er klart og mørkt (pil) mens vannet fra kraftverket er overmettet (166 % TGP) og blakket (gråhvitt). Blakkingen oppstår på grunn av mange små bobler – luft på vei ut av vannet.

Tabell 14. Typiske miljøeffekter av gassovermetning, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typiske økologiske effekter Typiske diagnoser	Utredningsmetode («overvåking»)	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose (Tiltaks-/forvaltningsplan)
Kunstig gassovermetning Hoveddriver: Vannkraft	Akutt fiskedød; Redusert tetthet og forekomst av fiskearter	+++ Kartlegging av omfang og kilde til gassovermetningen ved hjelp av gassmetningslogging (saturometer)	Pulg et al. 2018b	Pulg et al. 2018b	+++ Fjerning av kilden til kunstig gassovermetning, for eksempel modifisering av vanninntak
	Endringer i forekomst/tetthet av fiskearter som følge av stoppet/ redusert vandringsaktivitet	++ El-fiske i forskjellige vassdragsavsnitt	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989	Art til stede /ikke til stede? Lave tettheter som ikke forklares av andre habitatforhold? Veileder 2018/2, S.93	+++Alarmsystem med mulighet til nedkjøring av kraftverk ++Vakuuminntak ++Lufthing av vann, deflektorer, terskler Pulg et al. 2018b
	Redusert gytebestand	++Telling av gytefisk/voksen fisk	Norsk Standard NS 9456: 2015	Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	

3.4 Endringer i vannføring

3.4.1 Redusert vannføring

Påvirkning

En overføring av vann i forbindelse med vassdragsregulering (magasinkraftverk), drikkevann eller annen vannbruk fører til elvestrekninger med redusert vannføring. Overføring av vann kan forekomme også i elvekraftverk, men som regel vil påvirkete strekninger være kortere enn ved magasinkraftverk.

En av de vanligste miljøeffektene som følge av redusert vannføring er redusert vanddekket areal, som igjen gir tap av habitatareal for fisk, bunndyr og andre akvatiske organismer. Dessuten kan habitattyper og habitatkvalitet endres som følge av manglende flommer, for eksempel begroing av vannplanter og påvekstalter, sedimentering av finmasser eller mangel på gytegrus. Siden endringene kan ramme både habitatareal og -kvalitet er potensialet for biologiske effekter stort og kan ramme alle akvatiske organismer.

Hoveddrivere for vannføringsendringer i Norge er vannkraft, i mindre grad også annen vannbruk som drikkevannsforsyning.

Utredning

Aktuelle utrednings- og klassifiseringsmetoder er vist i Harby et al. 2018 og veileder 2/2018 (s. 95) som baserer vurderingen på forenklete og generelle endringer i vannføringen. For å kunne identifisere vassdragsspesifikke effekter, flaskehalsar og tiltak kreves mer detaljerte undersøkelser. Endringer i vanddekt areal og endringer i habitatforhold i forhold til vannføring kan måles med lokal kartlegging (se Pulg et al. 2019 og veileder 2/2018 s. 89). Endringer i sedimentforhold og konnektivitet kartlegges som beskrevet i denne veilederen (kap. 3.1.5 og 3.1.3). Det er også aktuelt å kartlegge om eggoverlevelse endres som følge av tørrlegging av gytegroper (Barlaup et al. 2008, Skoglund et al. 2019). For å finne referansetilstand anbefales å sammenligne med historiske data og flyfoto (se Pulg et al. 2018).

Aktuelle tiltak inkluderer å slippe vann i form av innføring av en naturtypisk vannføring eller minstevannføring, samt habitattiltak. Vannføringsregimet bør tilbakeføres til det naturlige dersom bruk av vann opphører. Andre metoder er nødvendig for å sikre vanddekt areal og hydromorfologiske miljøbetingelser i vassdraget der vannbruk fortsetter. Det har blitt utviklet en rekke metoder for å evaluere hvor mye vann som er «nødvendig». I det følgende gis en kort oversikt over hvordan man har jobbet med temaet i Norge og delvis i Europa i de senere år.

Tradisjonelt har sikring av vannføring i regulerte vassdrag i Norge skjedd gjennom pålegg fra vassdragsmyndighetene om minstevannføring, dvs en nedre grense for vannføring. Bestemmelser om minstevannføring fastsettes i konsesjonsvilkårene, og nivået for minstevannføringen bestemmes vanligvis ut i fra en skjønsmessig vurdering av ulike miljø- og flerbrukshensyn i vassdraget. Ofte settes det ulike krav til minstevannføring i sommer- og vinterhalvåret. Det foreligger ikke noen standardisert metode for å fastsette minstevannføringer, men det tas gjerne utgangspunkt i den alminnelige lavvannføringen. Denne baseres på en beregning ut fra historiske vannføringsdata. For reguleringer eller inngrep i vassdrag som endrer vannføringen, men hvor det ikke foreligger krav om

konsesjonsbehandling, sier Vannressursloven at minimum vannføring skal tilsvare den alminnelige lavvannføringen. Det finnes imidlertid ingen åpenbar biologisk begrunnelse for å bruke alminnelig lavvannføring som mål for fastsettelse av minstevannføring.

Elvelevende ferskvannsorganismer har gjennom tidens løp utviklet ulike strategier for å tilpasse seg til varierende vannføringsforhold. Mange av de naturlige økologiske prosessene i vassdrag er avhengige av at det forekommer sesongmessig variasjon i vannføringen. Dette omtales gjerne som det naturlige vannføringsparadigmet (Poff et al. 1997). I de siste tiårene har det vært en økende erkjennelse både i forskningsmiljøer og innenfor vassdragsforvaltningen at krav til minstevannføring ikke er tilstrekkelig for å opprettholde et godt vassdragsmiljø. Bakgrunnen for dette er økt kunnskap om at ulike arter og livsstadier har ulike vannføringskrav, og at disse varierer gjennom året. Dette har gitt opphav til begrepet miljøbasert vannføring, som kan defineres «en vannføring som tar mest mulig hensyn til økosystemets helhet og integritet, ulike brukerinteresser, og det fremtidige ressursgrunnlaget i vassdraget» (Brittain 2007, Glover et al. 2012). Et miljøbasert vannføringsregime har som mål å ivareta både en tilstrekkelig vannmengde og vannføringsvariasjon for å sikre ulike miljømål og brukerinteresser i vassdraget. For å øke kunnskapsgrunnlaget og å bedre kunne ivareta miljøutfordringer i norske vassdrag, iverksatte NVE i 2001 FoU-programmet "Miljøbasert vannføring" (Brittain 2007). Dette resulterte i en serie med fagrapporter om temaet (Glover et al. 2012).

Aktuelle tiltak

Internasjonalt har det vært brukt en rekke ulike tilnærminger for å fastsette miljøbaserte vannføringer. En gjennomgang av relevante metoder og hvordan de har vært brukt i ulike land er oppsummert i Halleraker & Harby (2006). Grovt kan det skilles mellom følgende metoder:

- Hydrologiske metoder basert på indekser og oppslagstabeller (for eksempel Q 95), eller identifisering av sentrale hydrologiske hendelser
- Hydrauliske vurderingsmetoder
- Funksjonelle sammenhenger mellom fysiske forhold og biologi (habitatmodellering m.m.)
- Holistiske metoder (bl.a. byggeklossmetoden)
- Hybride modellrammeverk

Foreløpig er det ikke fastsatt noen kriterier eller metoder for bestemmelse av miljøbasert vannføring i norsk vassdragsforvaltning. Flere av metodene nevnt ovenfor har likevel vært brukt i ulike sammenhenger ved utredninger av vannføringsforhold, og som grunnlag for å fastsette vannføringsregime. En fremgangsmåte for å utarbeide vannføringsregime i regulerte laksevassdrag i Norge ble beskrevet i Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag (Forseth & Harby 2013). Fremgangsmåten er basert på at en først utfører en diagnosedel, der en gjennom ulike analyser identifiserer sannsynlige hydrologiske flaskehalsar for fiskeproduksjon. Ut i fra flaskehalsanalysen utformes et forslag til vannføringsbehov gjennom året. Dette gjøres ved bruk av byggeklossmetoden, der de ulike klossene definerer varighet og vannbehov som er tilpasset ulike utfordringer for laksen gjennom året. De ulike byggeklossene kan for eksempel være nivå for vintervannføring for å sikre eggoverlevelse og vinterhabitat for ungfisk, smoltutvandring om våren, ungfiskvekst om sommeren, lokkeflommer for fiske/oppvandring av gytefisk og gyting, osv. Miljødesignhåndboken tar også for seg hvordan en gjennom utvidelser og vannforhandlinger kan utnytte muligheter i kraftproduksjonssystemet for å finne løsninger som gir bedre miljøbetingelser, og som i noen tilfeller også gir mer lønnsom kraftproduksjon i regulerte vassdrag. Boken gjelder laksevassdrag, men metoden kan utvides og tilpasses til andre vassdrag og artssamfunn.

I enkelte regulerte vassdrag praktiseres såkalte «spyleflommer». Dette er perioder med vannslipp som fører til kunstig høy vannføring sammenliknet normalen under rådende vannføringsregime. Spyleflommer skal bidra til å rense bunnssubstratet og skape naturtypiske sedimentforhold. I en litteraturstudie, og basert på sedimentdata fra utvalgte elver og hydraulisk modellering av potensial for sedimenttransport, konkluderte Hauer et al. (2017) med at spyleflommer ikke kan brukes som et generelt konsept, siden sedimenttransport i stor grad er avhengig av elvetype og geomorfologi (Hauer & Pulg 2018). Spyleflommer fungerer bedre i fluviale strekninger enn i glasialt pregete elvestrekninger siden glasielvbunn ofte består av blokker og store steiner og er for stabile til at spyleflommer gir ønsket effekt. Her kreves delvis store flommer med skadepotensial for bebyggelse og infrastruktur før ønsket effekt oppnås. Forfatterne anbefaler derfor å skille mellom morfologiske elvetyper og kartlegging av sedimentforhold, og å bruke hydraulisk modellering før kostbare spyleflommer tas i bruk. I en rekke elver kan det være mer effektivt å bruke alternative tiltak som for eksempel ripping eller sedimentmanagement (se kap. 3.1.5).

Tabell 15. Typiske miljøeffekter av redusert vannføring, samt utredninger for å kunne avdekke effektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typisk diagnose Typiske økologiske effekter	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose
Redusert vannføring Hoveddrivere: Vannkraft, i mindre grad annen vannbruk	Milner 2012; Saltveit et al. 2006	+++ Generell vurdering av endringer i vannføring	Harby et al. 2018; Forseth & Harby 2013	Harby et al. 2018; Veileder 2018/2 s. 95	Restaurering: +++ Reetablering av naturtypisk vannføring
	Redusert habitatareal og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av endringer i vanndekt areal med landmålingsutstyr eller drone	Pulg et al. 2019; Stranzl et al. 2018	Veileder 2018/2, s. 89	Vannføring: +++ Vannføring etter byggekloss metode +++ Minstevannføring
	Redusert habitatkvalitet og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av habitatforhold for fisk på berørte elvestrekninger	Forseth & Harby 2013		
	Redusert habitatkvalitet og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Kartlegging av endringer i sedimentregime og kvalitet	Hauer & Pulg 2018; Forseth & Harby 2013	Forseth & Harby 2013; Harby et al. 2018, s. 95	Habitattiltak (ikke god praksis uten tilstrekkelig med vann):
	Vandringshinder	++ Kartlegging av konektivitet	Tørrfalling / for lav vannstand	Veileder 2018/2, s. 96	+ Dypål/elv i elv/fiskepassasje. + Tilpasning av elvebunn
	Endringer i fisketthet pga. endrete habitatforhold	++ El-fiske i berørt strekning og referanse	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989	Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Veileder 2018/2, s. 91	+ Ripping + Gytegrus og steinutlegg
		++Telling av gytefisk/voksen fisk	Norsk Standard NS 9456: 2015	Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	Halleraker & Harby 2006; Brittain et al. 2006; Glover et al. 2012; Milner 2012; Forseth & Harby 2013; Pulg et al. 2018
	Redusert vannføring kan resultere i tørrlegging av gytegroper og øke eggdødelighet	++ Kartlegging av tørrlagte gytegroper/gyteområder	Skoglund et al. 2019		

3.4.2 Hurtige vannføringsendringer

Påvirkning

Elvestrekninger som ligger nedstrøms utløp av kraftverk kan utsettes for hurtige endringer i vannføring som følge av utfall, driftsendringer eller markedsorientert kraftproduksjon. Dette kan forekomme i forbindelse med at kraftproduksjonen variere gjennom døgnet for å imøtekomme variasjon i strømpriser eller kortsiktige kraftbehov, ofte kalt effektkjøring (på engelsk kjent som hydropeaking), men også i forbindelse med utfall i kraftverk (uforutsett) eller generell justering i produksjon som følge av variasjon i tilsig eller kraftbehov (balansekraft). De største miljøeffektene antas å forekomme i forbindelse med at fisk og andre akvatiske organismer strander og tørrlegges ved hurtige reduksjoner i vannføring, men det kan også forekomme andre negative miljøeffekter som for eksempel utspyling ved oppstart eller hurtige endringer i vannkvalitet eller temperatur (termopeaking) og gassmetning (saturepeaking). En gjennomgang av miljøvirkninger av kunnskapsstatus av effektkjøring og hurtige vannføringsendringer er gitt i Bakken et al. (2016). Her finnes en utførlig gjennomgang av ulike effekter og aktuelle tiltak, samt et forslag til system for å klassifisere miljøeffekten av effektkjøring. Hayes et al. (2019) oppsummerer hvordan temaet raske vannstandsendringer i elver kan og bør skje, i tråd med oppdatert økologisk kunnskap (tidspunkt på året og ulike avbøtende tiltak).

Vurdering

Det er særlig hurtige reduksjoner i vannføring som anses for å ha størst negativ konsekvens, siden dette kan føre til at fisk og andre ferskvannsorganismer strander og tørrlegges. Alvorlighetsgraden til konsekvensene av hurtige vannføringsendringer vil være avhengig av flere faktorer, som hvor raskt vannstanden faller, hvor store områder av elveleiet som tørrlegges, hvor stor endringen er i vannføring, hvor ofte slike episoder forekomme mm. I Bakken et al. (2016) presenteres et system for å vurdere den økologiske effekten av effektkjøring, og som dermed kan brukes som et hjelpemiddel for å utforme en miljøtilpasset effektkjøring. Systemet baserer seg på en påvirkningsakse og en sårbarhetsakse. I påvirkningsaksen klassifiseres påvirkningsfaktorer som senkningshastighet, tørrlagt areal, frekvens, tidspunkt mm. ut fra ulike kriterier/grenseverdier. Sårbarhetsaksen er basert på en vurdering av bestandsforhold for fisk, blant annet bestandsstørrelse, flaskehals mm. Ut fra dette settes det opp en matrise hvor påvirkning og sårbarhet vurderes samlet.

Tiltak

Det er i hovedsak tre tiltak som kan benyttes for å avbøte problemer som følge av effektkjøring. (1) Operasjonelle tiltak, som inkluderer endringer i driftsmønster for å redusere forekomst, hastighet og størrelse på vannføringsendringer. (2) Fysiske tiltak, som omfatter tiltak for å kompensere for uønskede konsekvenser av effektkjøring. Dette inkluderer blant annet endringer i elveleiet for å redusere tørrlagt elvearealer, terskler, fordrøyningsbassenger etc. I tillegg kan det utføres ulike habitattiltak for å bedre situasjonen for fisk i områder som rammes, for eksempel med å legge ut gytegrus og bedre skjulforhold på områder som ikke rammes av tørrlegging eller sikre vannføring i sideløp. (3) Tekniske tiltak, som omfatter tiltak i selve kraftverket, dammen eller vannveier. Eksempler på tekniske tiltak er forbitappingsventiler (omløpsventiler), luker eller mer fleksible turbiner som har større spennvidde i mulige driftsvannføringer. For en mer detaljert beskrivelse av tiltak mot negative konsekvenser av effektkjøring, se Bakken et al. (2016).

Tabell 16. Typiske miljøeffekter av hurtige vannføringsendringer, samt utredninger for å kunne avdekke dem og utvikle aktuelle avbøtende tiltak

Inngrep	Typisk diagnose Typiske økologiske effekter	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose	
Hurtige vannføringsendringer, inkludert effektkjøring og korttidsendringer i vannføring nedstrøms kraftverk Hoveddriver: Vannkraft	Stranding av fisk og andre akvatiske organismer, kan resultere i økt dødelighet og redusert bestand av fisk og bunndyr	+++ Hydrologisk analyse av forekomst, hastighet og størrelse på vannføringsendringer	Bakken et al. 2016	Bakken et al. 2016, s. 155	Operasjonelle tiltak i kraftverk: +++ Endret driftsmønster, saktere nedkjøring +++ Øke laveste vannføring Tekniske løsninger: +++ Installere omløpsventil + Flytte utløp til sjø/innsjø/magasin + Fordrøyningsbasseng	
		+++ Kartlegging av tørrlagt areal som berøres ved vannføringsreduksjoner med landmålingsutstyr eller drone	Bakken et al. 2016; Stranzl et al. 2018	Bakken et al. 2016, s. 155		
		+++ Habitatkartlegging for å utrede hvilke habitattyper og habitatkvalitet på berørte områder	Forseth & Harby 2013			Habitattiltak: ++ Restaurere og/eller sikre sideløp ++ Modifisere elveleie + Terskler + Habitatforbedrende tiltak (gytegrus, steinutlegg etc.) på permanent vanndekte områder Bakken et al. 2016
	Endring i fisketetthet pga. dødelighet ved stranding	+++ El-fiske i berørt strekning og referanse	Forseth et al. 2008; Bohlin et al. 1989		Veileder 2018/2, s. 91	
		++Telling av gytefisk/voksen fisk på berørte elvestrekninger, inkl. referanseområder	Norsk Standard NS 9456: 2015		Bakken et al. 2016; Kvalitetsnorm for villaks (Anon. 2017) Gytebestandsmål og kalssifisering laks og sjøaure (Anon 2018, Anon. 2019)	
		++ Kartlegging av eggdødelighet som følge av tørrlegging		Bakken et al. 2016, s. 67-68		
	Redusert fiskeproduksjon som følge av dødelighet ved stranding	+Modellering av dødelighet som følge av stranding		Sauterlaute et al. 2016		

3.5 Vanntemperatur

Påvirkning

Vassdragsregulering og fysiske inngrep kan føre til endringer i temperaturforholdene i vassdrag, og kan ha en rekke økologiske effekter. En vanlig effekt av vassdragsregulering er at vanntemperaturen på elvestrekninger nedstrøms utløp av kraftverk synker om sommeren og øker om vinteren. Tilsvarende vil temperaturen i vassdragsavsnitt med redusert vannføring ofte øke om sommeren, men endringens karakter og størrelse er avhengig av en rekke faktorer. Andre temperaturpåvirkninger inkluderer utslipp av kjølevann (fører ofte til økt temperatur), samt indirekte påvirkning som følge av fjerning av kantvegetasjon, oppdemming og kanalisering. Temperaturforhold styrer en rekke fysiske, kjemiske og biologiske prosesser, og endringer i temperaturforhold kan dermed ha en rekke sentrale økologiske effekter. For eksempel kan endret temperaturforhold om vinteren føre til endringer i utviklingshastighet, og dermed at tidspunkt for klekking og swim-up hos laksefisk forskyves. Økt vintertemperatur kan resultere i redusert islegging, som kan føre til økt energiforbruk og dødelighet hos fisk. Endringer i sommertemperatur kan påvirke vekst og rekruttering hos ulike fiskearter. I tillegg vil både produksjon og artssammensetning av bunndyr påvirkes av endring i temperatur. De økologiske konsekvensene av endret temperatur vil avhenge av endringens størrelse, hvordan temperaturforholdene var før påvirkning og hvilke artssammensetning som blir rammet.

Vurdering og tiltak

Aktuelle utredningsmetoder inkluderer registreringer av temperaturforhold på aktuelle vassdragsstrekninger, analyser av temperatur før og etter påvirkning, undersøkelser av vekst, rekruttering utvikling hos fisk og kartlegging konsekvenser av endret isforhold. Det kan også være aktuelt å undersøke effekter på bunndyr. Det finnes per i dag ikke en direkte vurderingsveileder for temperaturendring som en støtteparameter etter vannforskriften. Effekter fanges opp via de biologiske kvalitetselementer (indikatorer). Eksempler for måling av temperaturregime og vurdering av effekter på fisk finnes i Skoglund et al. 2007, Forseth & Harby 2013, Skoglund et al. 2017 og Ugedal et al. 2019, og for bunndyr i Raddum et al. 2008.

Aktuelle tiltak inkluderer endrete manøvrering og/eller tappemønster fra ulike vannkilder ved kraftverk, samt endringer i inntaksluker og tappested. Eksempler for slike endringer finnes i Skoglund et al. 2017 og internasjonale eksempler (Oiden & Naiman 2010, Tappetårn: https://www.wupperverband.de/internet/web.nsf/id/li_pm_einweih_thermo_20150415.html)

I utgangspunktet kan temperaturforholdene tilbakeføres til gitte klimatiske rammer dersom vannføringsregimet kan tilbakeføres til det naturlige. Dette forutsetter at bruk av vann kan opphøre, helt eller delvis. Skal bruk av vann fortsette, trengs det alternativer. Hvilke tiltak som er mulige vil i stor grad være avhengig av reguleringssystemet. Ulike tiltak for å endre vanntemperatur i regulerte vassdrag er blant annet oppsummert av Vaskinn (2010) som en del av NVE programmet «Miljøbasert vannføring». For eksempel kan en i enkelte tilfeller benytte temperaturstratifiseringen i innsjømagasin til å selektivt tappe vann som inneholder ønsket temperatur. Ved å tappe vann fra inntak nært overflaten i magasinet i stedet for å tappe kaldt bunnvann, kan man øke temperaturen om sommeren, eller redusere temperaturen om vinteren. En slik manøvrering betinger at det finnes mulighet til å tappe vann fra ulike nivå i magasinet. Enkelte norske kraftverk (for eksempel Alta kraftverk) har inntakstunneler på flere dyp i inntaksmagasinet, noe som gir mulighet til å tappe vann fra ulike

vannmasser i magasinet. Dersom inntakstuneller på ulike dyp ikke finnes, kan det bygges justerbare tappemekanismer, tappetårn eller liknende.

Vanntemperatur kan også justeres dersom en har mulighet til å tappe vann fra ulike magasiner eller felt som har ulike temperatur. Dette gir bedre forhold for vekst og rekruttering for laks og sjøørret (Skoglund et al. 2017). Som et eksempel ga økt vanntemperatur om vinteren mindre isdekke i Altaelva. Det resulterte i økt vinterdødelighet hos lakseunger på elvestrekningen nedstrøms kraftverket (Ugedal et al. 2007). Som følge av dette har manøvreringen blitt endret ved å øke tapping fra den øverste tappeluken, for å gi lavere vintertemperatur og økt islegging i vassdraget.

Tabell 17. Typiske miljøeffekter av endret vanntemperatur, samt utredninger for å kunne avdekke miljøeffektene og utvikle aktuelle avbøtende tiltak.

Inngrep	Typisk diagnose Typiske økologiske effekter	Utredningsmetode	Metoder og eksempler for anvendelse	Vurderingsmetode	Aktuelle tiltak avhengig av diagnose	
Endret temperaturregime som følge av vassdragsregulering og andre inngrep	Redusert sommertemperatur fører til redusert vekst og rekruttering av fisk og økt smoltalder; Endret vintertemperatur fører til endret utviklingshastighet og klekketidspunkt for fisk og bunndyr	+++ Analyse av temperaturforhold for å utrede endringer i vanntemperatur som følge av vassdragsregulering, baseres på tilgjengelige tidsserier og/eller modeller	Vaskinn 2010; Skoglund et al. 2007		+++ Endre manøvrering/tappemønstre fra kilder med ulik vanntemperatur ++ Endre kjøremønstre i ulike deler av sesongen ++ Endre vanninntak for å tappe vann fra ulike vannlag i magasin	
		+++Kartlegge temperaturforhold med bruk av temperaturloggere på ulike vassdragsavsnitt				
		+++ Analyse av vekst og rekruttering hos ungfisk basert på tidsserier fra ungfiskundersøkelser	Ugedal et al. 2019			
		++ Analyse artssammensetning og livssyklus hos bunndyr basert på tidsserier fra bunndyrundersøkelser	Raddum et al. 2008			
		+++ Kartlegge endringer i utvikling og vekst hos laksefisk basert på modeller og temperaturdata	Forseth & Harby 2013, s. 57-59			
		Redusert islegging om vinteren kan gi økt energiforbruk og redusert overlevelse hos laksefisk	++ Kartlegge effekt av redusert islegging om vinteren på overlevelse av ungfisk	Ugedal et al. 2007; Hedger et al. 2013		

3.6 Overføring av vann mellom nedbørsfelt

Påvirkning

Vassdragsregulering kan medføre at vann overføres til et annet nedbørsfelt (særlig ved magasinkraftverk). Ved siden av de ovenfor nevnte effekter kan dette medføre endringer i vannkvalitet og spredning av arter, eksempelvis når surt vann overføres eller det forekommer arter i et vassdrag som ikke finnes naturlig i det vassdraget. Dessuten endres vannføringsforholdene i vassdragene som kan føre til effekter som er beskrevet i kap. 3.4.

4 Lenker til relevante norske og EU-veiledere

Rapporter:

Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø (norsk)

<https://www.researchgate.net/publication/331773478> Tiltakshandbok for bedre fysisk vannmiljø

Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk, Fiskepassasjer (norsk)

<http://hdl.handle.net/11250/2486255>

EU-prosjekter med eksempler og avbøtende tiltak

<https://www.fithydro.eu/>

<https://amber.international/>

<http://www.mars-project.eu/index.php>

<http://www.freshwaterplatform.eu/>

<http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Category:Measures>

EU-rapporter:

JRC 2016

<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC103830/kj-na-28413-en-n.pdf>

JRC 2018

https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC110959/jrc110959_jrc110959_final_online.pdf

Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive

[https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-](https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf)

[b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf)

CIS 2019 Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies

[https://circabc.europa.eu/sd/a/60297f09-848b-4301-b01d-2f3990a36bc3/4%20-](https://circabc.europa.eu/sd/a/60297f09-848b-4301-b01d-2f3990a36bc3/4%20-%20Guidance%204%20Appendix%20GEP%20FINAL%203.0%2020190911%20clean.pdf)

[%20Guidance%204%20Appendix%20GEP%20FINAL%203.0%2020190911%20clean.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/60297f09-848b-4301-b01d-2f3990a36bc3/4%20-%20Guidance%204%20Appendix%20GEP%20FINAL%203.0%2020190911%20clean.pdf)

Norsk versjon av [CIS veilederen nr 37](#)

<http://www.vannportalen.no/nyheter/2020/jan-mar/supplerende-europeisk-veileder-om-tiltak-og-miljomal-i-sterkt-modifiserte-vannforekomster-vannforskriften--5/>

Det nye Europeisk tiltaksbibliotek, med avbøtende tiltak som normalt forventes for å oppnå godt økologisk potensialet; [Excel-versjon](#).

5 Referanser

Anon. 2017. Klassifisering av 148 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 5, 81 s.

Anon. 2018. Klassifisering av tilstand i norske laksebestander 2010-2014. Temarapport nr 6, 75 s.

Anon. 2019. Klassifisering av tilstanden til 430 norske sjøørretbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 7, 150 s.

Bakken, Tor Haakon, Torbjørn Forseth, Atle Harby, Knut Alfredsen, Jo Vegar Arnekleiv, Ole Kristian Berg, Roser Casas-Mulet, Julie Charmasson, Franz Greimel, Duncan Halley, Richard Hedger, Bjørn Mejdell Larsen, Florian Leo, Andreas Melcher, Michael Puffer, Ulrich Pulg, Ole Reitan, Nils Rütther, Svein Jakob Saltveit, Julian Sauterleute, Matthias Schneider, Helge Skoglund, Håkon Sundt, Netra Timalsina, Ola Ugedal, Jiska van Dijk, Knut Wiik Vollset, Tania Zakowsky, and Peggy Zinke. 2016. 'Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri': 210.

Baudoin J.M., Burgun V., Chanseau M., Larinier M., Ovidio M., Sremski W., Steinbach P. and Voegtle B., 2014. Assessing the passage of obstacles by fish. Concepts, design and application. Onema. 200 pages.

Blankenberg A.-G.B., Skarbøvik E., Kværnø S. (2017) Effekt av buffersoner - på vannmiljø og andre økosystemtjenester. In: NIBIO rapport 3/14/2017. pp 72, Ås, Norsk institutt for bioøkonomi.

Brittain, J.E. (2007) FoU-programmet Miljøbasert vannføring fase 1 2001 – 2005, sluttrapport. NVE rapport Miljøbasert vannføring nr. 1. 81 s.

Burnett, N. J., Hinch, S. G., Bett, N. N., Braun, D. C., Casselman, M. T., Cooke, S. J., ... & White, C. F. H. (2017). Reducing carryover effects on the migration and spawning success of sockeye salmon through a management experiment of dam flows. *River research and applications*, 33(1), 3-15.

CIS 2019: CIS guidance - Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies (Supplement to CIS Guidance Document No. 4). <https://circabc.europa.eu/sd/a/60297f09-848b-4301-b01d-2f3990a36bc3/4%20-%20Guidance%20Appendix%20GEP%20FINAL%203.0%2020190911%20clean.pdf>

Danielsen T., Vegge E., Grimsby P.Ø. (2012) Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet? Evaluering av gjennomførte tiltak. In: RAPPORT MILJØBASERT VANNFØRING. pp 40, Oslo, Norges vassdrags- og energidirektorat.

Danielsen, Torbjørn, Edgar Vegge, and Per Øyvind Grimsby. 2012. "Er det mulig å bli kvitt krypsivproblemene på Sørlandet?" In Rapport Miljøbasert vannføring. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE).

DV 2018: Klassididering av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppen vandirektivet 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/tema-a-a/klassifisering/klassifiseringssystemet-veileder/klassifiseringsveileder_print_02.2018.pdf

DV 2019: Virkemidler og tiltak i vannforvaltningen. DIREKTORATSGRUPPEN FOR GJENNOMFØRING AV VANNFORSKRIFTEN. Miljødirektoratet. Trondheim. <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/vannforvaltning/utforme-vannforvaltningsplan-og-tiltaksprogram/hvorfor-gjor-vi-tiltak/>

Extence, C.A.; Chadd, R.P.; England, J.; Dunbar, M.J.; Wood, P.J.; Taylor, E.D.. 2013 The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response. *River Research and Applications*, 29 (1). 17-55.

Finstad, A.G., Forseth, T., Næsje, T.F. & Ugedal, O. 2004. The importance of icecover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 73: 959-966.

Fjeldstad, Hans-Petter, Ulrich Pulg, and Torbjørn Forseth. 2018. 'Safe two-way migration for salmonids and eel past hydropower structures in Europe: a review and recommendations for best-practice solutions', *Marine and Freshwater Research*, 69: 1834-47.

Forseth, T. og Harby, A. 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. NINA Spesialrapport 53. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.

Forseth, T., Harby, A., Ugedal, O., Pulg, U., Fjeldstad, H.-P., Robertsen, G., Barlaup, B., Alfredsen, K., Sundt, H., Saltveit, S.J., Skoglund, H., Kvingedal, E., Sundt-Hansen, L.E., Finstad, A.G., Einum, S. og Arnekleiv J.V. (2013): Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag, NINA Temahefte 52. Tilgjengelig fra: <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/temahefte/052.pdf>

Gabrielsen, S.-E., B.T. Barlaup, G. A. Halvorsen, O.R. Sandven, T. Wiers, G.B. Lehmann, H. Skoglund, B. Skår, T. Wiers, U. Pulg, and K. Vollset. 2011. " "LIV" – livet i vassdragene. Langsiktige undersøkelser av laks og sjøaure i Matreelva i perioden 2006-2011." In.: LFI rapport nr. 187.

Glover B, Brabrand, Å, Brittain, J., Gregersen F., Homen J., Saltveit S.J. 2012: Avbøtende tiltak i regulerte vassdrag. NVE rapport nr 10- 2012. NVE Oslo.

Gowans, A. R. D., Armstrong, J. D., Priede, I. G., & Mckelvey, S. (2003). Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(3), 177-189.

Halleraker et al., Working Group ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for heavily modified water bodies - Part 1: Impacted by water storage; EUR 28413; doi:10.2760/649695.

Halleraker, J.H. og Harby, A. (2006) Internasjonale metoder for å bestemme miljøbasert vannføring – hvilke egner seg for norske forhold? NVE Rapport nr. 9.

Haraldstad, T., Höglund, E., Kroglund, F., Haugen, T. O., & Forseth, T. (2018). Common mechanisms for guidance efficiency of descending Atlantic salmon smolts in small and large hydroelectric power plants. *River research and applications*, 34(9), 1179-1185.

Hauer, C., Wagner, B., Pulg, U., Skoglund, H., Rund, H., Gabrielsen, S.-E. 2017. Sustainable and adaptive management of sediments in regulated rivers - channel flushing floods (SAMS) – final report. BOKU - University Vienna. Institute of Water Management, Hydrology and Hydraulic Engineering. 104 pp. Vienna

Hauer, Christoph, and Ulrich Pulg. 2018. 'The non-fluvial nature of Western Norwegian rivers and the implications for channel patterns and sediment composition', *CATENA*, 171: 83-98.

Hayes, D.S.; Moreira, M.; Boavida, I.; Haslauer, M.; Unfer, G.; Zeiringer, B.; Greimel, F.; Auer, S.; Ferreira, T.; Schmutz, S. Life Stage-Specific Hydropeaking Flow Rules. *Sustainability* 2019, 11, 1547.

Hedger, R.D., Næsje, T.F., Fiske, P., Ugedal, O., Finstad, A.G. & Thorstad, E.B. 2013. Ice-dependent winter survival of juvenile Atlantic salmon. *Ecology and evolution*, 3(3): 523-535.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a template for life histories. Springer publishing.

Lundqvist, H., Rivinoja, P., Leonardsson, K., & McKinnell, S. (2008). Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. In Fish and Diadromy in Europe (ecology, management, conservation) (pp. 111-127). Springer, Dordrecht.

Miljødirektoratet (2015) Handlingsplan mot vasspest (*Elodea canadensis*) og smal vasspest (*Elodea nuttallii*). pp 23, Trondheim, Miljødirektoratet.

Milner N.J., Cowx, I.G. & Whelan, K.F. (2012): Salmonids and flows: a perspective on the state of the science and its application. Fisheries Management and Ecology, 19, 445–450.

Mjelde M., Kaste Ø., Haraldstad T., Moe T.F., Barlaup B.T., Pulg U. (2012) Innfrysing av krypsiv nedstrøms Brokke kraftverk vinteren 2011; vurdering av drift og sedimentasjon av løsrevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket. pp 33, Oslo, NIVA RAPPORT L.NR. 6337-2012.

Mjelde, Marit, Øyvind Kaste, Tormod Haraldstad, Therese F. Moe, Bjørn T. Barlaup, and Ulrich Pulg. 2012. "Innfrysing av krypsiv nedstrøms Brokke kraftverk vinteren 2011; vurdering av drift og sedimentasjon av løsrevet krypsiv på stasjoner i Otra nedstrøms tiltaket." In, 33. Oslo: NIVA RAPPORT L.NR. 6337-2012.

Navrud S. (2015) Samfunnsøkonomisk nytteverdi av tiltak mot krypsiv. In: Vista Analyse AS Rapport nummer 2015/05. Vista Analyse.

Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.

Nyqvist, D., Bergman, E., Calles, O., & Greenberg, L. (2017). Intake approach and dam passage by downstream-migrating Atlantic salmon kelts. River research and applications, 33(5), 697-706.

Olden, J.D. & Naiman, R.J. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. Freshwater Biology 55: 86-107.

Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D. et al. (1997): The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47, 769–784.

Pulg, U., B. T. Barlaup, H. Skoglund, G. Velle, S. E. Gabrielsen, S. Stranzl, E. O. Espedal, G. B. Lehmann, T. Wiers, B. Skår, E. Normann, H.-P. Fjeldstad, and F. Kroglund. 2018. 'Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker', NORCE LFI Technical Report 269. Norce Bergen.

Pulg, U., T.E. Isaksen, G. Velle, S. Stranzl, E.O. Espedal, K.W. Vollset, E. Bye-Ingebrigtsen, and B.T. Barlaup. 2018b. "Gassovertmetning i vassdrag – en kunnskapsoppsummering." In Uni Research Miljø LFI rapport 312. Uni Research Bergen. ISSN 1892-8889. Bergen.

Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Velle, G. (2008), Increased growth and distribution of *Ephemerella aurivillii* (Ephemeroptera) after hydropower regulation of the Aurland catchment in Western Norway. River Res. Applic., 24: 688-697. doi:10.1002/rra.1142

Saltveit, S. J. (red.): Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap, s. 88-99. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.

Saltveit, S. J., Brabrand, Å. & Barlaup, B. T. (2006). Ungfisk. I: Saltveit, S. J. (red.): Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap, s. 88-99. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.

Sauterleute, J.F., Hedger, R.D., Hauer, C., Pulg, U., Skoglund, H. Sundt-Hansen, L.E., Bakken, T.H., Ugedal, O. 2016. Modelling the effects of stranding on the Atlantic salmon population in the Dale River, Norway. *Science of the Total Environment*, 573: 574-584. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.080

Skoglund, H., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2007. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjoreio, Eidfjordvassdraget, i perioden 2004-2006. – med vekt på vintervannføring og temperaturforhold. LFI rapport nr 136.

Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E. & Halvorsen, G.A. 2017. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget– Årsrapport for 2015 og 2016. LFI Uni Miljø -rapport nr. 290.

Skoglund, H., Skår, B., Gabrielsen, S.E., & Barlaup, B.T. 2019. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget – Statusrapport 2018. NORC LFI rapport nr 337. 64 s.

Staubo I., Carm K., Høegh B.Å., L'abée-Lund J.H., Solheim S.Å. (2019) Kantvegetasjon langs vassdrag. In: Veileder nr 2-2019. pp 20, Oslo, Norges vassdrags- og energidirektorat.

Thorstad, E. B., Fiske, P., Aarestrup, K., Hvidsten, N. A., Hårsaker, K., Heggberget, T. G., & Økland, F. (2005). Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. *Aquatic Telemetry: Advances and Applications*. FAO/COISPA, Ustica, Italy, 111-121.

Thorstad, E. B., Økland, F., Kroglund, F., & Jepsen, N. (2003). Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. *Fisheries Management and Ecology*, 10(3), 139-146.

Tvede, A. 2006. Vanntemperatur og isforhold I: Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Norges vassdrags- og energidirektorat.

Ugedal, O; Thorstad, E.B.; Finstad, A.G.; Fiske, P.; Forseth, T.; Hvidsten, N.A.; Jensen, A.J.; Koksvik, J.I.; Reinertsen, H.; Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006. Oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. NINA rapport nr 281. 106 s.

Vartia K, Beekman J, Alves M, van de Bund W, Bussettini M, Döbbelt-Grüne S, Halleraker J H, Karottki I, Kling J & Wallentin J, WG ECOSTAT report on common understanding of using mitigation measures for reaching Good Ecological Potential for Heavily Modified Water Bodies, EUR 29132 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-80305-5, doi:10.2760/444293, JRC110959.

Vaskinn, K.A. 2010, Temperaturforhold i elver og innsjøer - Tiltak for regulering av temperatur – Simuleringsmodeller. NVE Rapport Miljøbasert vannføring, nr. 3 – 2010.

Vaskinn, K.A. 2010. Temperaturforhold i elver og innsjøer. NVE rapport miljøbasert vannføring nr 3-2010.

Veileder 1/2014: Sterkt modifiserte vannforekomster: Utpeking, fastsetting av miljømål og bruk av unntak. http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/01_2014_smvf-veileder.pdf

Velle, G., Skoglund H., Skår B., Barlaup B. (2014) Påvirkning av krypsiv på anadrom fisk og biologisk mangfold av bunndyr. Bergen, Uni Research, LFI rapport nr. 231.

Velle, G., Skoglund, H. and Barlaup, B. (submitted). Effects of nuisance submerged vegetation on the riverine fauna. *Contact main author to have a copy of the manuscript.*



Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI)

LFI ble opprettet ved Universitet i Bergen i 1969, og er nå en seksjon ved Norwegian Research Centre (NORCE). LFI gjennomfører forskning, overvåking, tiltak og utredninger innen ferskvannsekologi. Vi har spesiell kompetanse på laksefisk (laks, sjøaure, innlandsaure) og bunndyr, og på hvilke miljøbetingelser som skal være til stede for at disse artene skal ha livskraftige bestander. Sentrale tema er:

- Bestandsregulerende faktorer
- Gytebiologi hos laksefisk
- Biologisk mangfold basert på bunndyrsamfunn i ferskvann
- Effekter av vassdragsreguleringer
- Effekter av fiskeoppdrett, lakselus og rømming
- Forsuring og kalking
- Habitattanalyser
- Vassdragsrestaurering
- Miljødesign og habitattiltak
- Effekter av klimaendringer
- Fiskepassasjer
- Gassovermetning