

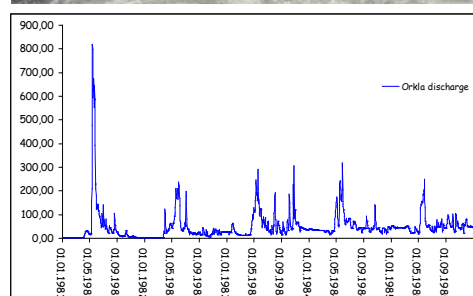
2018:00482 og M-1214|2018 - Åpen

Rapport

Forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver

Forfattere

Atle Harby, Tor Haakon Bakken, Børre Dervo, Marie-Pierre Gosselin, Maia Røst Kile, Markus Lindholm, Håkon Sundt, Peggy Zinke



SINTEF Energi AS

Postadresse:
Postboks 4761 Torgard
7465 Trondheim

Sentralbord: 73597200
Telefaks: 73597250

energy.research@sintef.no
www.sintef.no/energi
Foretaksregister:
NO 939 350 675 MVA

Rapport

Forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver

EMNEORD:
Hydromorfologi,
Vannforskriften, fysiske
påvirkninger

VERSION
02

DATO
2018-04-25

FORFATTER(E)

Atle Harby, Tor Haakon Bakken, Børre Dervo, Marie-Pierre Gosselin, Maia Røst Kile, Markus Lindholm, Håkon Sundt, Peggy Zinke

OPPDRAAGSGIVER(E)
Miljødirektoratet

OPPDRAAGSGIVERS REF.
Steinar Sandøy

PROSJEKTNR
502001443

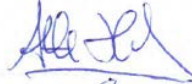
ANTALL SIDER OG VEDLEGG:
63 sider

SAMMENDRAG

Denne rapporten anbefaler metoder og forvaltningsverktøy for forbedret karakterisering og klassifisering av hydrologisk og morfologisk tilstand av vannforekomster i Norge. Det anbefales en systematisk inndeling i fire hovedtema for karakterisering av referansetilstand og påvirkninger, og klassifisering av endringer i hydromorfologi. Endringer i hydromorfologi kan deles inn i fysiske påvirkninger langs elva, på tvers av elva, i selve elveløpet, samt endringer i hydrologiske forhold. Et sett av indikatorer foreslås for å måle endringer fra referansetilstand. Indikatorverdiene kan deles inn i en fem-delt skala som vil vise tilstand for de ulike indikatorene. Et system for vekting av indikatorer og beregning av samlet klassifisering av hydromorfologi foreslås. Metodikk, valg av indikatorer, klassegrenser og vekting av indikatorer bør testes ut før endelig metodikk kan innføres som standard forvaltningsverktøy.

UTARBEIDET AV
Atle Harby

SIGNATUR



KONTROLLERT AV
Hans-Petter Fjeldstad

SIGNATUR



GODKJENT AV
Julie Charmasson

SIGNATUR



RAPPORTNR
2018:00482

ISBN
978-82-14-06885-6

GRADERING
Åpen

Åpen

MILJØDIREKTORATET RAPPORTNR
M-1214|2018

Forord

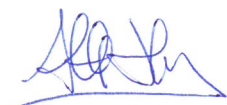
Denne rapporten er utarbeidet i prosjektet "Videreutvikling av verktøy for hydromorfologi (HyMo)" på oppdrag for Miljødirektoratet. Prosjektet har målsetting om å kartlegge, teste ut og evaluere ulike forvaltningsverktøy for forbedret karakterisering av vannforekomster og hydromorfologisk klassifisering av tilstand i vannforekomster med hovedfokus på elver i henhold til EUs Vanndirektivs prinsipper. Prosjektet er et samarbeid mellom SINTEF Energi, NINA, NIVA, NTNU og UNI Miljø, der SINTEF Energi er prosjektleder.

Denne rapporten viser forskergruppas forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver. Forskergruppa har kommet fram til forslaget etter omfattende diskusjoner, workshops og møter både i forskergruppa og sammen med representanter fra Miljødirektoratet, NVE, regionale forvaltere samt Havs och vattenmyndigheten og SMHI fra Sverige. Forskere i prosjektet har også hatt dialog og diskusjoner med forskere og forvaltere fra andre land i EU, og utkast til metoden som foreslås har vært vist og diskutert på flere konferanser og møter internasjonalt. I tillegg har prosjektleder deltatt i flere møter og workshops i Europeiske fora for hydromorfologi.

Forslaget som presenteres i denne rapporten bør testes ut i norske elver og vannforekomster og eventuelt endres og justeres som følge av denne utprøvingen. Denne rapporten beskriver metoden og gir også en viss bakgrunnsinformasjon om HyMo, men den er ikke ment som en fullstendig veileder for bruk av metoden.

Forskergruppa vil takke alle som har bidratt til diskusjoner, kommentarer, innspill og forslag til endringer gjennom mange møter, workshops, konferanser, direkte samtaler og skriftlige tilbakemeldinger.

På vegne av forskergruppa



Atle Harby
Prosjektleder

Sammendrag

Denne rapporten anbefaler metoder og forvaltningsverktøy for forbedret karakterisering og klassifisering av hydrologisk og morfologisk tilstand av vannforekomster i Norge. Det anbefales en systematisk inndeling i fire hovedtema for karakterisering av referansetilstand og påvirkninger, og klassifisering av endringer i hydromorfologi. Endringer i hydromorfologi kan deles inn i fysiske påvirkninger langs elva, på tvers av elva, i selve elveløpet, samt endringer i hydrologiske forhold. Et sett av indikatorer foreslås for å måle endringer fra referansetilstand. Indikatorverdiene deles inn i en fem-delt skala som viser tilstand for de ulike indikatorene. Noen få indikatorer er det ikke grunnlag for å dele inn i fem klasser, og vi har i slike tilfeller foreslått tre klasser.

Alle indikatorer er valgt ut fra deres betydning for hydromorfologi. De har samtidig en direkte eller indirekte betydning for økologiske forhold. Hvor sterk denne koblingen er og hvor godt den er dokumentert er vist i en tabell.

Et system for vekting av indikatorer og beregning av samlet klassifisering av hydromorfologisk tilstand foreslås. Det er også gitt alternativet måter å vekte sammen. De indikatorene som har størst betydning får høyest vekt i en tre-delt skala.

Vi anbefaler at påliteligheten inkluderes i vurdering av datagrunnlaget for hver indikator. Vi foreslår en skjønnsmessig vurdering av påliteligheten i tre nivå; sikre data, noe usikre data og usikre data. Dersom påliteligheten i data er noe usikker reduseres vekten av indikatoren til 2/3 av opprinnelig vekt og dersom den er usikker reduseres vekten av indikatoren til 1/3 av opprinnelig vekt.

Rapporten gir også råd om hvordan data for beregning av indekser kan finnes. I noen tilfeller er det nødvendig å måle data i felt, mens de i andre tilfeller vil være tilstrekkelig med å sjekke eksisterende data fra databaser og kart.

Metodikk, valg av indikatorer, klassegrenser og vekting av indikatorer bør testes ut før endelig metodikk kan innføres som standard forvaltningsverktøy.

En oppsummerende tabell for indikatorer og klassegrenser er gitt i tabell 1. Videre lesing i rapporten vil gå grundigere inn på hver indikator i tabell 1.

Tabell 1. Oppsummering av tema, indikatorer for endring og klassegrenser

Påvirkning	Tema	Indikator for endring	Klassegrenser				
			Naturlig	Litt endret	Moderat endret	Mye endret	Svært mye endret
På langs av elva	Lateral konnektivitet	Løpemeter elv påvirket	<5%	5-30%	30-65%	65-80%	>80%
	Erosjonssikring, forbygning	Løpemeter elv påvirket	<5%	5-33%	33-50%	50-80%	>80%
	Kantsonevegetasjon	Løpemeter elv med høyere vegetasjon	<10%	10-33%	33-50%	50-75%	>75%
	Innskjæring	Gjennomsnittlig senkning av elveløpet [m]	< 0,5m		0,5-1m	>1,5m	
På tvers av elva	Barriere-effekt innen vannforekomsten	Barriereeffekt etter Sandlund et al.	<0,2	0,2-0,4	0,4-0,6	0,6-0,8	>0,8
	Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten	Fragmenteringsgrad etter Sandlund et al.	<0,5	0,5-0,65	0,65-0,8	0,8-0,83	>0,83
	Oppstuvningseffekt innen vannforekomsten	Påvirket av oppstuvning fra barrierer	<10%	10-30%	30-50%	50-80%	>80%
	Fragmentering og barrierer oppstrøms	Reguleringsgrad	<20%	20-50%	50-100%	100-200%	>200%
I elveleiet	Tilførsler og fjerning av masser	Løpemeter elv påvirket	<5%	5-33%	33-50%	50-80%	>80%
	Strukturer i elveleiet	Løpemeter elv påvirket	<5%	5-33%	33-50%	50-80%	>80%
	Elveklasser fra miljødesign	Endring i forhold til forventning	Ingen klasser mangler		1 klasse mangler	Mer enn en klasse mangler	
	Substrat og hulrom	Endring i skjulklasse	Ingen endring		En klasse	To klasser ned	
Vannføring	Total vannføring	Endring i total vannføring	<15%	15-30%	30-50%	50-95%	>95%
	Lavvannføring sommer	Minste ukemiddel vannføring jun-sep	<10%	10-20%	60-40%	40-60%	>60%
	Lavvannføring vinter	Minste ukemiddel vannføring nov-mar	<5%	5-10%	10-30%	30-50%	>50%
	Flomstørrelse årsflom	Endring av årsflommens gjentakintervall	Ingen endring		5-10 år	Sjeldnere enn 10 år	
	Flomstørrelse 10-års flom	Endring i frekvens på ti-års flom uregulert	Ikke sjeldnere enn 15 år		15-30 år	Sjeldnere enn 30 år	
	Korttids vannføringsendring	Forholdstall mellom høy og lav vannføring	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10
	Hastighet på korttids endring i vannstand	Senkningshastighet målt i cm/time	<5	5-13	13-20	20-30	>30
	Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand	Endring i vanndekket areal	<5%	5-10%	10-20%	20-30%	>30%

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag.....	3
1 Introduksjon.....	8
1.1 Terminologi	8
1.2 Gjennomføring av Vanndirektivet i Norge	11
1.3 Internasjonal praksis	13
2 Utprøving av metoder	15
3 Metodikk for hydromorfologi.....	18
3.1 Anbefalinger	19
4 Endringer på langs av elva.....	22
4.1 Flomvern	22
4.1.1 Forslag til klassifiseringssystem	23
4.1.2 Datakilder og måling	23
4.2 Forbygning	23
4.2.1 Forslag til klassifiseringssystem	24
4.2.2 Datakilder og måling	24
4.3 Kantvegetasjon	24
4.3.1 Forslag til klassifiseringssystem	25
4.3.2 Datakilder og måling	25
4.4 Vertikal graving (innskjæring)	25
4.4.1 Forslag til klassifiseringssystem	26
4.4.2 Datakilder og måling	26
5 Endringer på tvers av elva.....	27
5.1 Barriereeffekt.....	28
5.1.1 Forslag til klassifiseringssystem	28
5.1.2 Datakilder og måling	29
5.2 Fragmenteringsgrad	29
5.2.1 Forslag til klassifiseringssystem	29
5.2.2 Datakilder og måling	29
5.3 Oppstuvningseffekt.....	30
5.3.1 Forslag til klassifiseringssystem	30
5.3.2 Datakilder og måling	30
5.4 Barrierer i oppstrøms vannforekomster	30

5.4.1	Forslag til klassifiseringssystem	31
5.4.2	Datakilder og måling	31
6	Prossesser og endringer i elveleiet.....	32
6.1	Fjerning og tilførsel av masser	32
6.1.1	Forslag til klassifiseringssystem	32
6.1.2	Datakilder og måling	33
6.2	Strukturer i elveleiet	33
6.2.1	Forslag til klassifiseringssystem	33
6.2.2	Datakilder og måling	34
6.3	Elveklasser	34
6.3.1	Forslag til klassifiseringssystem	35
6.3.2	Datakilder og måling	36
6.4	Substrat og hulrom	36
6.4.1	Forslag til klassifiseringssystem	37
6.4.2	Datakilder og måling	38
7	Hydrologiske forhold og endring i vannføring	39
7.1	Total årlig vannføring	39
7.1.1	Forslag til klassifiseringssystem	39
7.1.2	Datakilder og måling	40
7.2	Endring i lavvannføring om vinteren og sommeren	40
7.2.1	Forslag til klassifiseringssystem	40
7.2.2	Datakilder og måling	41
7.3	Endring i flomstørrelse og flomfrekvens.....	41
7.3.1	Forslag til klassifiseringssystem	42
7.3.2	Datakilder og måling	42
7.4	Korttidsendringer i vannføring og vannstand	43
7.4.1	Vannføringsvariasjoner.....	43
7.4.2	Endringer i vannstand.....	43
7.4.3	Hurtige endringer i vanndekket areal.....	44
7.4.4	Datakilder og måling	45
8	Andre viktige forhold.....	46
8.1	Endring i vanntemperatur	46
8.2	Kanaliserings (utretting av elveløp)	47
8.3	Død ved i elveløpet	47
8.4	Begroing og vannplanter i elveløpet	48
8.5	Endring i isdekke og bunnproduksjon	48
9	Utsagnskraft for økologiske forhold	50

10	Vekting	51
10.1	A: På langs av elva	51
10.2	B: På tvers av elva	52
10.3	C: I elveleiet.....	53
10.4	D: Vannføring	54
10.5	Samlet vekting.....	55
11	Datagrunnlag og pålitelighet.....	57
12	Videre arbeid og framtidsutsikter	59
13	Referanser.....	60

1 Introduksjon

Regjeringen har i naturmeldingen (Anonymous 2016) framhevet at Norge gjennom vannforskriften (Anonymous 2006) har et system for å definere mål og økologisk tilstand for elver, innsjøer og kyst. Verktøy for å håndtere tilstand og påvirkninger for fysiske endringer i vassdrag og kystvann bør imidlertid forbedres og gjøres mer vitenskapelig og etterprøvbare til neste planperiode av Vannforskriften.

En klassifisering av fysisk tilstand og påvirkninger for fysiske endringer i vassdrag og kystvann i henhold til Vannforskriften er i dag ufullstendig implementert i Norge. Viktige faktorer er utelatt og hydromorfologi er trolig ikke behandlet likt i alle regioner, da omfattende bruk av ekspertvurderinger er brukt. Den eksisterende nasjonale kunnskapen kan forbedres og gjøres mer vitenskapelig og etterprøvbare til neste planperiode av Vannforskriften. Mange land har allerede utviklet eller videreutvikler for tiden gode forvaltningssystemer og konkrete verktøy, som stadig forbedres i lys av ny teknologi og FoU.

Hovedformålet med denne rapporten er å foreslå et system for *klassifisering* av hydromorfologisk tilstand etter vannforskriften. Klassifiseringen gjøres ved hjelp av en rekke *indikatorer*.

Med verktøy menes forvaltningsverktøy for systematisk kartlegging, undersøkelse og overvåking av vannforekomster i vassdrag med bruk av indikatorer, modeller og fjernmålingsteknikker. Bruk av slike verktøy danner grunnlag for karakterisering (typologi, inndeling, påvirkningsgrad i henhold til Vedlegg II i Vannforskriften) og klassifisering av tilstand (i henhold til Vedlegg IV i Vannforskriften).

Med hydromorfologiske prosesser (HyMo) menes sentrale hydrologiske og geomorfologiske prosesser, som skaper den fysiske rammen for akvatiske økosystemer i elver. Variasjoner i vannføring (hydrologi) er sammen med andre fysiske forhold (morfologiske) grunnlaget for det fysiske leveområdet for akvatiske planter og dyr (habitat) og en viktig naturgeografisk komponent i det norske landskapet. Endringer av HyMo, forårsaket av vassdragsreguleringer, flomforbygning, drenering, kanalisering, urbanisering, ferdsel på vannveier og lignende, er en av hovedårsakene til at vannforekomster i Norge så vel som i Europa ikke når miljømålene i henhold til Vannforskriften og EUs vanddirektiv.

1.1 Terminologi

Noen begreper som brukes innen hydrologi, geomorfologi og hydromorfologi er forklart i dette kapittelet. Enkelte begreper har en helt spesiell og nøyaktig betydning når de anvendes innen vanddirektivet og vannforskriften, og de kan også ha en juridisk og lovmessig betydning. En del av disse brukes også i andre sammenhenger og kan dermed skape litt forvirring. Her gis det forklaring av noen begreper knyttet til hydromorfologi generelt, samt en beskrivelse av viktige begreper innen vannforskriften.

Planimetrisk elveløp: Elveløpet slik det sees ovenfra.

Sinusitet: Forholdet mellom elveløpets faktiske lengde og en rett linje.

Meanderende elveløp: Kjennetegnes av et relativt dypt og smalt elveløp med få grus- eller sandbanker. Elveløpet består typisk av en enkel kanal med karakteristisk sinusform. Meanderformen utvikles primært i terreng med lav gradient og i ensartet materiale som yter motstand mot sideerosjon, det vil si kohesivt (finkornet) materiale (leire, silt). Elva graver og eroderer lateralt i yttersving. Her er vannhastigheten høyest. I innersving avsetter/sedimenterer elva materiale, der vannhastigheten er lavest.

vannhastigheten er lavest. Elva kan grave så mye i to motstående yttersvinger at den kutter innersvingen som blir liggende igjen som en kroksjø ("oxbow lake" på engelsk).

Forgreinet elveløp ("braided" på engelsk): Kjennetegnes av et grunt og bredt elveløp med forholdsvis grove sedimenter (sand, grus og stein). Elveløpet består av flere kanaler og har høyere gradient enn meanderende elver. Sediment-transporten er stor på grunn av stadig ny tilførsel av sedimenter (for eksempel fra breer i området), og foregår hovedsakelig som bunntransport. Elveløpet består av små og store grus- og sandbanker uten stabil vegetasjon, som stadig flytter på seg. Grus- og sandbankene er med på å gi elveløpet sitt karakteristiske forgrenede utseende. Vanlig i områder med delvis permafrost, for eksempel i Jotunheimen.

Anastomoserende elveløp (flette-elv): Ligner forgreinet elveløp, men bankene og sedimentøyene er større og mer stabile enn i forgreinet elveløp, og har stabil vegetasjon. Anastomoserende elveløp utvikles ved noe mindre helning enn elver med forgrenete elveløp, for eksempel i Glomma ved Koppangøyene.

Flomslette (elveslette): Sletter langs elver i flatt lende som bygges opp av tilført finpartikulært materiale fra elva ved flom. Store flomsletter finnes fortrinnsvis på meanderende strekninger med liten helning. Flomslettene inkluderer ofte gamle elveløp i form av isolerte dammer og kroksjøer.

Elveterrasser er tidligere flomsletter som elva har gravd seg ned i, og som ikke lenger står under vann ved flom.

Noen viktige begreper for bruk i vannforskriften er beskrevet i lovdata (Anonymous 2006):

Hydromorfologi: Lovdata beskriver elvas hydromorfologi som "vannmengde og variasjon i vannføring og vannstand, samt bunnforhold og vannforekomstens fysiske beskaffenhet". Vannportalen angir hydromorfologiske egenskaper som "vannets strømningsmønster og temperatur, samt bunnens og breddens form og beskaffenhet". I følge Vogel (2011) undersøker hydromorfologiske studier "the structure, evolution and dynamic morphology of hydrologic systems over time (e.g., years, decades, and centuries)". BS EN 14614 (2004) definerer hydromorfologi som "elvas fysiske og hydrologiske karakteristika, inklusive de underliggende prosessene som ligger til grunn for dem". EU-prosjektet REFORM (<https://reformrivers.eu/>) knytter begrepet direkte til vannforskriften, og skriver at hydromorfologien undersøker "enhver endring av vannføring, sediment-transport, elvas morfologi og laterale begrensning".

Hydromorfologisk karakterisering: Vannportalen (www.vannportalen.no) beskriver karakterisering som "en objektiv innsamling og registrering av data og karakteristika for å kunne identifisere og gradere påvirkninger og miljøtilstand i en vannforekomst, og innebærer å avgrense i hensiktsmessige vannforekomster med ensartet vanntype og miljøtilstand (...) og identifisere påvirkninger (eksisterende og forventede)". Under Vedlegg 2 i Lovdata oppgis blant annet dalform, elvas lengde- og tverrprofil, vannføring, strømningsenergi, oppstrøms areal og geografiske rammeforhold som relevante faktorer knyttet til karakterisering. Videre skal inngrep og endringer knyttet til menneskelig aktivitet ("reguleringer", "uttak av vann", "betydelige morfologiske endringer" og "arealbruksmønstre") identifiseres (Lovdata, vedlegg 1.3).

Hydromorfologisk tilstandsklassifisering: I vannforskriften beskrives tre egenskaper som legges til grunn ved klassifisering av hydromorfologisk tilstand: a) Hydrologisk system (vannføringens kvantitet, variasjon og dynamikk), b) elvas kontinuitet (frie passasjer for dyr, planter, næringsstoffer, vann og sediment) samt

c) morfologiske forhold (elveløpets fysiske utforming, bunnsubstrat og -struktur). På grunnlag av identifiserte og beregnede indikatorverdier klassifiseres hydromorfologisk tilstand etter de tre tilstandsklassene "svært god" (referansetilstand), "god" og "moderat" tilstand gitt i lovdata, se Tabell 1.

Tabell 1. Indikator-grupper og tilstandsklasser for hydromorfologisk tilstand (fra Anonymous 2006).

Element	Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Hydrologisk system	Vannføringens størrelse og variasjon og den resulterende forbindelsen til grunnvann tilsvarer fullstendig eller nesten fullstendig uberørte forhold	Forhold som betyr at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt ovenfor kan oppnås.	Forhold som betyr at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt ovenfor kan oppnås.
Elvas kontinuitet	Elvas kontinuitet forstyrres ikke av menneskelig virksomhet og muliggjør uforstyrret vandring av akvatiske organismer og sedimenttransport.	Forhold som betyr at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt ovenfor kan oppnås.	Forhold som betyr at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt ovenfor kan oppnås.
Morfologiske forhold	Kanalmønstre, bredde- og dybdevariasjoner, strømningshastigheter, substratforhold og breddesonens struktur og tilstand tilsvarer fullstendig eller nesten fullstendig uberørte forhold.	Forhold som betyr at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt ovenfor kan oppnås.	Forhold som betyr at verdiene for de biologiske kvalitetselementene angitt ovenfor kan oppnås.

Ordlister og mer informasjon finnes i Vannforskriften (Anonymous 2006) og Vannportalen (www.vannportalen.no/). Internasjonalt finnes det en rekke steder å hente informasjon om både faguttrykk og spesifikk terminologi anvendt for bruk til vanndirektivet. De mest sentrale er:

- Europeisk CEN-standard som også er norsk standard for "Vannundersøkelse: Veiledning for å vurdere hydromorfologiske egenskaper til elver" (NS-EN 14614:2004).
- Europeisk CEN-standard som også er norsk standard for "Vannundersøkelse: Veiledning for å vurdere endringer i hydromorfologiske egenskaper til elver" (NS-EN 15843:2010).

Andre kilder er også gitt i referanselista.

Da det finnes mye internasjonal litteratur om hydromorfologi gjengir vi i Tabell 2 noen viktige begreper på flere språk.

Tabell 2. Oversikt over viktige begrep på ulike språk

Norsk	Engelsk	Svensk	Tysk	Fransk	Spansk
Planimetrisk form	Plan form	Planform	Lauf-entwicklung	Vue en plan	Plano
Elvestrekning	River reach	Rinnsträcka	Flussabschnitt	Tronçon de cours d'eau	Tramo fluvial
Nedbørfelt, avrennings-område	River basin, catchment, drainage area	Avrinnings-område	Einzugsgebiet; Niederschlagsgebiet	Bassin versant	Cuenca fluvial/ hidrográfica, zona de captación
Stryk - kulp	Riffle – pool	Strömstrecka - hölja	Furt/Kolk; Bank/Kolk; Riffle-Pool	Radier - mouille	Rápido - Remanso
Elveavsnitt, elvesegment	River segment	Älvstrecka	Flusssystem, Flusstal	Section de rivière	Tramo de río
Trinnvis foss - kulp	Step - pool	Trappstegs-formad fåra	Absturz/Becken, Step-Pool	Chute- mouille	Salto/Remanso
Elveløp	River channel	Vattendrags-fåran	Flusslauf; Fluss	Chenal fluvial	Canal del río
Foss	Waterfall	Vattenfall	Wasserfall	Cascade	Cascada, catarata
Vannføring, avrenning	Discharge, flow rate	Vattenføring	Durchfluss, Abfluss	Débit	Caudal del río
Flom	Flood	Flöde	Hochwasser; Flut	Inondation	Inundación
Flommark, Flomslette	Floodplain	Svämplan	Flussaue; Überschwemmungsgebiet; Ausuferungszone	Plaine d'inondation, plaine alluviale	Llanura aluvial
Dalføre	Valley	Dålgang	Flusstal	Vallée	Valle
Helning	Slope	Lutning	Gefälle; Gradient	Pente	Pendiente
Forgreinet elveløp	Braided river	Flätflodsystem	Verzweigter Fluss; Furkation	Rivière tressée	Río trenzado

1.2 Gjennomføring av Vanddirektivet i Norge

Norge er delt inn i 12 vannregioner (inkludert en norsk-finsk region) som igjen dekker flere nedbørfelt, og som går på tvers av kommune- og fylkesgrenser. Vannregionene er ansvarlig for å levere regionale vannforvaltningsplaner med tilhørende tiltaksprogram. Tiltaksprogrammet skal gi en oversikt over fastsatte miljømål for vannmiljøet med forslag til hvordan disse miljømålene kan oppnås. Planene skal rulleres og revurderes hvert sjette år. Regionale vannforvaltningsplaner for 2016-2021 ble godkjent av Klima- og miljødepartementet i juli 2016 i form av brev fra Klima- og miljøministeren, etter en departementsforeleggelse.

Vannforskriften krever at det lages regionale vannforvaltningsplaner som inneholder karakterisering av elver, innsjøer, grunnvann og kystvann og vurdering av miljøpåvirkning fra menneskelig aktivitet. Hovedformålet med karakteriseringen er å få en første oversikt over dagens miljøtilstand og å identifisere hvilke vannforekomster som er i risiko for å ikke nå miljømålene. Detaljert informasjon om Norges mer enn 30 000 vannforekomster er tilgjengelig i Vann-nett (<https://vann-nett.no/portal/>), der også påliteligheten i de vurderingene som er gjort er vist. Fysiske endringer av vannføring og morfologi er en av de påvirkningene som angår flest vannforekomster i Norge, men så langt er det på vannforekomst-nivå kun gjort en ekspertvurdering av denne. En klassifisering av hydromorfologisk tilstand er altså ikke foretatt.

Proessen som vannforskriften angir omfatter:

- avgrense vassdrag, kystvann og grunnvann i håndterbare vannforekomster med antatt lik påvirkning og økologisk utforming
- identifisere hvilken naturlig vanntype vannforekomstene har (typifisering)
- identifisere menneskeskapte påvirkninger og effekt av disse på miljøtilstanden (karakterisering)
- vurdering av dagens miljøtilstand (klassifisering)

Det finnes veiledere for karakterisering og klassifisering av vannforekomster der hydromorfologiske forhold er beskrevet. Det er også mye erfaring å hente fra andre lands arbeid og andre typer arbeid og metoder for dette. De fleste tilstandsvurderinger av hydromorfologi og utpeking av over 3 000 sterkt modifiserte vannforekomster er hittil gjennomført som en påvirkningsanalyse med ekspertvurdering (se Vann-nett). Det er stor variasjon i tilgang på data i Norges vannforekomster. Det er også varierende faglig bakgrunn til de som har utført karakterisering og klassifisering.

I dagens system for typifisering av norske elver er ikke hydrologiske eller morfologiske faktorer inkludert (Anonymous 2011). Vann typer er definert ved økoregion og høyde over havet, klimaregion, størrelse og konsentrasjoner av kalsium og TOC (totalt organisk karbon). Denne rapporten foreslår en metode for å inkludere flere sentrale hydromorfologiske prosesser og faktorer. For enkelte hydromorfologiske indikatorer som foreslås vil det være behov for en typologi, men det foreslås ikke å utvikle en egen typifisering for hydromorfologi.

Dagens system for karakterisering av elver (Anonymous 2011) krever at elver beskrives med høyderegion, klimaregion, vannkjemi og størrelse. I tillegg kan en rekke valgfrie faktorer også inkluderes som oppstrøms areal, strømningsenergi (funksjon av strømning og helning), gjennomsnittlig vannbredde, gjennomsnittlig vanddybde, gjennomsnittlig helningsgrad (fallhøyde), hovedelvebunnens form og profil, middelvannføring, dalform, partikulær stofftransport, syrenøytraliserende kapasitet, gjennomsnittlig sammensetning av bunnsubstratet, klorid, vanntemperatur, variasjon i lufttemperatur, gjennomsnittlig lufttemperatur og nedbør.

Målet med klassifisering av vannforekomster er å identifisere økologisk tilstand og bruke denne til å vurdere om miljømålet er oppnådd. I motsatt tilfelle skal en tiltaksplan utarbeides. Hydromorfologiske elementer skal ha understøttende funksjon ved klassifisering av tilstand for de biologiske kvalitetselementene (i elv er dette begroingsalger, bunndyr og fisk). Vannføringens størrelse og variasjon og forbindelse til grunnvannsforekomster brukes som kvalitetselementer for hydrologi. Elvas kontinuitet, variasjon i dybde og bredde, elvebunnens struktur og substrat, samt elvebreddens struktur skal brukes som kvalitetselementer for morfologi. I naturlige vannforekomster med svært god økologisk tilstand kan ikke hydromorfologisk klassifisering alene medføre større endring enn en nedklassifisering til god økologisk tilstand (Anonymous 2013). Det er ikke gitt noen faglig begrunnelse for dette.

Karakteriseringsveilederen (Anonymous 2011) for vannforekomster gir retningslinjer for fysiske kriterier som kan brukes for å utpeke sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Et av kriteriene for å være en SMVF er at miljøtilstanden er dårligere enn god tilstand, og heller ikke kan bedres til god tilstand med tiltak uten at det går vesentlig ut over viktige samfunnsmessige prioriteringer (drikkevann, energi, viktig infrastruktur, osv.). Dersom det bare er tilgjengelige data for hydromorfologiske og fysisk-kjemiske støtteelementer kan disse brukes som indikasjon på de biologiske forholdene. De hydromorfologiske kriteriene foreslått til å utpeke kandidater til SMVF i elver er gitt i tabell 4.

Tabell 4: Hydromorfologiske kriterier for å utpeke SMVF fra Anonymous (2011).

Endring i vannføring	Bekkeinntak/dam eller overføring som fjerner alt vann i sideelver uten å slippe minstevann.
	Dam eller overføring som fjerner vannet fra elven slik at minstevannføringen nedenfor dammen er mindre enn Q95 persentilen (den vannføringen som i uregulert tilstand overstiges 95 % av tiden).
	Vannføringen ved variabel drift (effektkjøring) av kraftverk som endres med mer enn 5 % pr. time i forhold til vannføring ved maksimal slukeevne for turbinen.
	Naturlig middelflomvannføring som ikke lenger opptrer oftere enn hvert 20. år på grunn av oppstrøms regulering.
Isforhold	Elvestrekninger som normalt er islagt , men som nå er isfri om vinteren (dvs. ikke lenger har vanntemperaturer under +1 °C om vinteren).
Fysiokjemiske forhold	Lakseførende vannforekomster der gjennomsnittlig pH blir redusert med mer enn 0,5 til under pH 5,5 på grunn av overføringer oppstrøms
	Lakseførende elver som har fått endret turbiditeten til turbide forhold (turbiditet > 2,0 FTU).
Andre fysiske endringer	Sterkt kanaliserte elvestrekninger og strekninger med sluser for båttrafikk over mer enn 1 km sammenhengende lengde
	Vannforekomster der mer enn 50 % av lengden har erosjons- og flomsikringstiltak som er anlagt i elvekanten inntil vannstrengen (erosjonsvern/forbygning). Flomsikringstiltak (voller) som ligger tilbaketrukket (minst 5 m) fra elvekanten regnes ikke med.
	Erosjons- og flomsikringstiltak som avstenger tidligere aktive meandersvinger og flomløp. Den samlede lengde på avstengte løp må overstige 1 km (foreløpig estimat) for å gi foreløpige SMVF. Små kroksjøer som er avstengt som følge av erosjons- og flomsikringstiltak kan være mindre enn 1 km før vannforekomsten skal vurderes som foreløpig SMVF
	Bekkelukkinger og kulverter som representerer et vandringshinder for ferskvannsorganismer når den samlede lengden av lukka bekker overstiger 50 % av lengden av bekker i nedbørsfeltet, eller bekkelukkinger med sammenhengende lengde som overstiger 500 m. Dette må sees i sammenheng med fiskeførende strekninger over vandringshinderet.
	Bekkefelt (nedbørsfelt) som har mer enn 50 % av samlet areal urbanisert , eller mer enn 50% av elvenettverket sitt sterkt påvirket av inngrep som f.eks. rør og kulverter eller endring av ruhet, vegetasjon og substrat osv. Dette gjelder bare der hvor landarealer er innvunnet for viktige bruksformål, som f.eks. bymessig bebyggelse eller landbruk

1.3 Internasjonal praksis

Mange land har utviklet metoder for kartlegging, vurdering og analyser av hydromorfologiske forhold i elver. Belletti et al. (2014) gjennomførte en analyse av 121 metoder fra hele verden publisert mellom 1983 og 2013 for å beskrive deres styrker, begrensninger, mangler, deres mulighet til å integrere ulike

tilnærminger og framtidig forbedringsbehov. De delte inn metodene i vurdering og analyse av fire kategorier:

- Fysisk habitat
- Kantsonehabitat
- Morfologi
- Endringer i hydrologisk regime

De konkluderte med at mange metoder har utilstrekkelig beskrivelse av fysiske prosesser, og de foreslår en integrering av hydrologiske og morfologiske komponenter for en bedre hydromorfologisk analyse. Dersom metoder for analyse av habitatforhold i elveleiet og kantsonen legges til, vil koblinger til økologiske forhold kunne styrkes. Svært mange av metodene som i dag brukes i EU for gjennomføring av Vanndirektivet, bygger på metodene analysert av Belletti et al. (2014). En del av disse metodene er beskrevet og vurdert i Harby et al. (2018).

I 2017 gjennomførte arbeidsgruppa "Ad-hoc Task Group (ATG) on Hydromorphology" i "Common Implementation Strategy (CIS)" under ECOSTAT (Anonymous 2001) en spørreundersøkelse om hvordan hydromorfologi analyseres, måles og brukes for gjennomføring av Vanndirektivet i EU-landene. Undersøkelsen og påfølgende diskusjoner i workshop er oppsummert av Kampa and Bussettini (2018) og Bussettini et al. (2018), og noen utvalgte funn gjengis her.

- Gode hydromorfologiske metoder bør integrere påvirkninger og respons på denne for å forstå årsak-virkningsforhold bak endringer i fysiske forhold i vannforekomsten. Dette vil danne grunnlaget for effektive tiltak. Metoder som bare inkluderer påvirkningsanalyse vil ikke være tilstrekkelige for andre deler av Vanndirektivet enn kun analyse av påvirkninger
- Mange land anerkjenner nødvendigheten av å inkludere hydromorfologiske prosesser for å beskrive hydromorfologisk tilstand. Metoder som bare beskriver HyMo-egenskaper bør settes i sammenheng med hydromorfologiske prosesser
- Endringer i elveløpets utvikling er nyttig for å beskrive påvirkninger som kan ha funnet sted tidligere, og vil kunne brukes til å beskrive grad av endring og referansetilstand for en type vannforekomst. Dette vil være mer effektivt og langt rimeligere enn å bruke en rekke indikatorer for detaljerte morfologiske egenskaper i hele elvenettverket med høy romlig oppløsning. Det er da viktig å vurdere referansetilstand som en dynamisk prosess med typiske funksjoner i stedet for en statisk tilstand
- Metodene bør kunne klassifisere hydromorfologiske forhold over hele skalaen fra svært god til svært dårlig tilstand. Dette gir mulighet til å forstå responser og bedre overvåke effekten av tiltak. For sterkt modifiserte vannforekomster vil bruk av en fem-delt skala for hydromorfologi gi muligheten til å vurdere signifikans, varighet og irreversibilitet av modifiseringen, samt å definere økologisk potensial. Dette vil ikke være mulig med en to-delt skala
- I noen tilfeller, og spesielt der eksisterende biologiske metoder ikke er sensitive for hydromorfologiske påvirkninger, kan hydromorfologisk klassifisering brukes som en tilnærming til samlet økologisk klassifisering. Dette vil ofte kunne være tilfredsstillende for å skille mellom svært god og svært dårlig tilstand, men kan være vanskelig for å skille mellom to tilstandsklasser som ligger nært hverandre
- Hydrologiske og morfologiske forhold skal være homogene innenfor en vannforekomst. En nøyaktig inndeling av vannforekomster er viktig for korrekt klassifisering av hydromorfologi, spesielt for den videre tiltaksanalysen

2 Utprøving av metoder

Fem ulike metoder for hydromorfologisk karakterisering og klassifisering av elver ble testet ut i fire vannforekomster i Surna og Gudbrandsdalslågen (se figur 1). Målet var å teste hvorvidt de er egnet for utvikling av en norsk metode for hydromorfologisk klassifisering i henhold til vannforskriften. Metodene ble valgt i starten av prosjektet etter en dialog med Miljødirektoratet, og reflekterer det som både forskergruppa og forvaltningen anså som de mest relevante metodene.

- Den italienske metoden "Morphological Quality Index (MQI)" (Rinaldi et al. 2016), som brukes til å lage en hydromorfologisk indeks. Metoden er videreutviklet, testet ut og tilpasset alle europeiske vassdrag gjennom EU-prosjektet REFORM
- En noe svensk metode for kartlegging av hydromorfologiske elvetyper som først ble publisert av Sveriges Havs- og vattenmyndigheten i 2013 og forbedret i 2015 (Havs- og vattenmyndigheten 2015).
- Miljødirektoratet og Artsdatabanken utvikler metodikken "Naturtyper i Norge (NiN)" for å kunne kartlegge og dele inn naturen i typer på hele Norges land- og vannareal. Det er hierarkisk oppbygd i tre nivåer og sammen med beskrivelsessystemet, ment å dekke alle behov for kartlegging og beskrivelse av natur. Systemet er beskrivende og ikke koblet til noen form for verdisetting av naturen. Dette systemet er ikke tatt fullt i bruk for ferskvann, og vi har gjennom dette prosjektet testet ut potensialet for bruk også til arbeid med vannforskriften.
- Den britiske metoden "River Habitat Survey (RHS)" som kan brukes til karakterisering av elvetyper og for vurdering av konsekvensene av menneskelig aktivitet på elvehabitater. Metoden er en av flere anerkjente metoder for gjennomføring av EUs rammedirektiv for vann (Environment Agency 2003).
- Metoder brukt for å stille diagnose og vurdere tiltak for å øke både kraft- og lakseproduksjonen i regulerte vassdrag fra FME-senteret CEDREN og utvikling av "Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag" (Forseth og Harby, 2013).

Utprøving av metoder og videre arbeid, diskusjoner, workshops og møter har ført fram til et forslag til en metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver, som presenteres i denne rapporten.

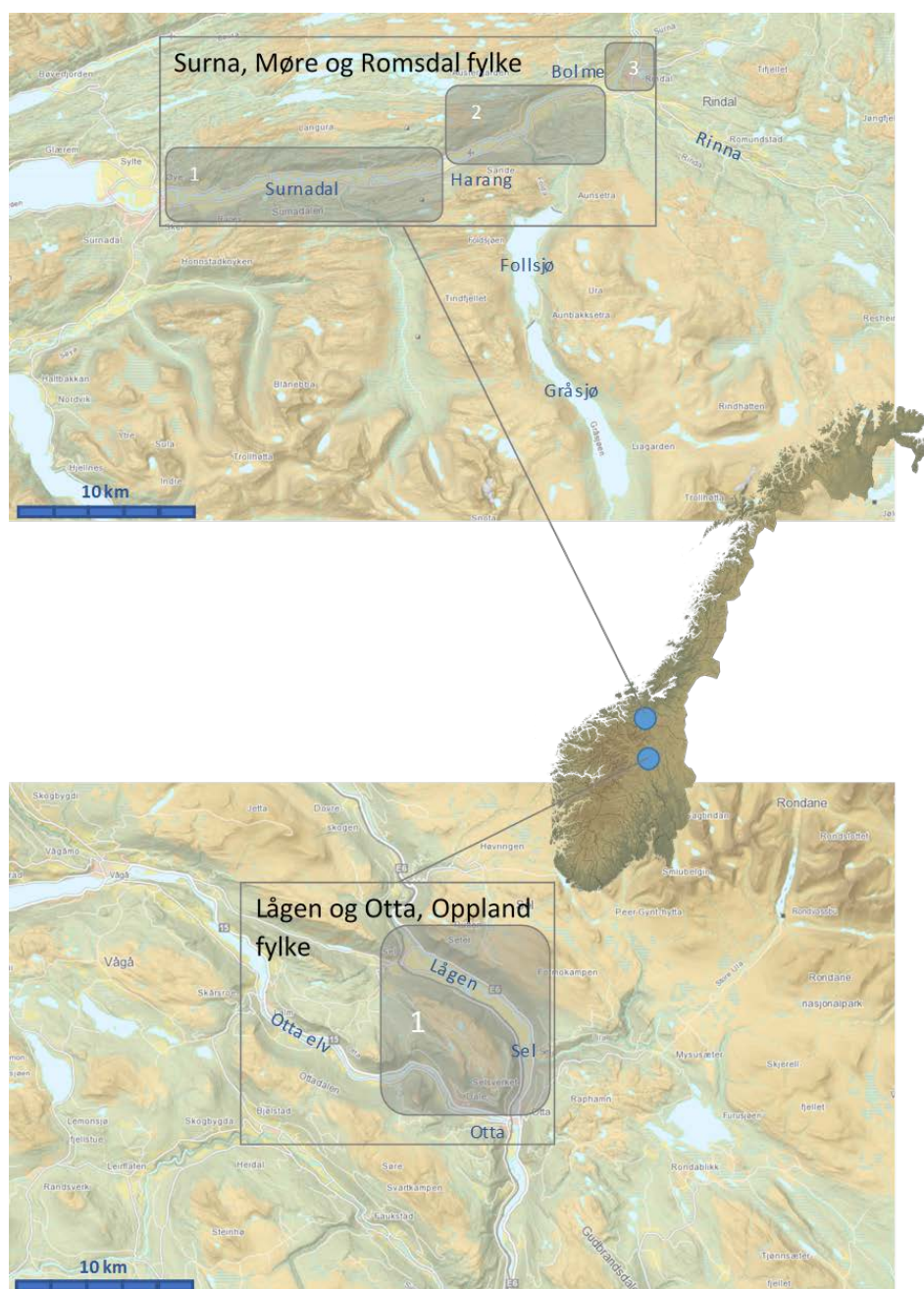
De tre metodene River Habitat Survey (RHS), Morphological Quality Index (MQI) og Swedish River Classification (SRC) har blitt brukt eller utviklet innen rammene av vanddirektivet. Miljødesignmetoden (MDM) og systemet Natur i Norge 2.0 (NiN) er norske metoder som ble utviklet for andre formål. Alle metoder baserer seg i ulik grad på informasjon fra Geografiske Informasjonssystemer. Metodene og utprøvingen er beskrevet i detalj i Harby m.fl. (2017) og i Zinke m.fl. (2018).

Metodene ble valgt ut for å representere god praksis i EU (MQI), for å vise hva som er i bruk i andre land med noen sammenlignbare forhold (SRC og RHS) og for å ta i bruk lovende metoder utviklet for andre formål i Norge (MDM og NiN).

Metodene ble testet ut ved at forskerne i prosjektet som utførte feltarbeid samtidig. I tillegg til feltarbeid ble det satt av mye tid til diskusjoner både ute i felt og inne på møterom for å gi et godt grunnlag til vurdering av egnede metoder i Norge.

Resultatene fra de fire vannforekomstene gjenspeiler at metodene ble utviklet for ganske ulike formål, har forskjellig utforming og ulik detaljering av romlig skala. Alle metodene baserte seg på kartanalyser i forkant av målinger i felt. To metoder (MDM og RHS) brukte feltmålinger hovedsakelig med fokus på fysisk habitat

på utvalgte delområder. De tre andre metodene (MQI, NiN, SRC) brukte feltbefaringer som verifisering av kartlegging av hele test-avsnittet utført i GIS på forhånd. MDM og RHS valgte de samme avsnittsgrensene som MQI. Inndelingen i avsnitt for Lågen gjenspeilet store endringer på helning og var nesten sammenfallende for de ulike metodene, men ikke med inndelingen som er gjort etter vannforskriften. Avsnittsinndelingen for Surna viste større forskjeller, som gjenspeiler ulik håndtering av regulerings effekter og menneskelige tiltak i metodene.



Figur 1: Oversikt over elvestrekningene som ble kartlagt i Surna (35km) og Lågen (15km), med tilhørende nedbørfelt.

Resultatene fra den gjennomførte test-kartleggingen i fire forholdsvis store vannforekomster kan neppe generaliseres, og det er behov for utprøving i flere vassdrag av litt ulik karakter.

Tilgang på høytoppløste data fra fjernmåling og stor beregningskapasitet åpner nye muligheter for GIS-analyser og for å bruke hydrologiske og hydrodynamiske modeller for å beregne strømningsparametere og deres endringer ved vannføringsregulering eller andre inngrep. Det vil trolig bli mulig å utføre deler av arbeidet med kartlegging, karakterisering og klassifisering automatisk i framtiden. Mange av parameterne (se tabell 5) og metodene har store deler eller enkelte elementer som er brukt videre som forslag til norsk metode for klassifisering av hydromorfologi i elver.

Tabell 5. Oversikt over spesifikke parametere i de ulike metodene for kartlegging og klassifisering

Parameter	Swedish River Classification	River Habitat Survey	Miljødesign -metoden	MQI	NiN-kartlegging
Vannføring	X	X	X		X
Hydrologisk regime	X		X		
Saltvann	X				X
Breddfull elv		X	X	X	
Gjennomsnittlig bredde		X	X	X	
Substrat	X	X	X	X	X
Helning (gradient)	X	X	X	X	X
Størrelse på bunnssubstrat	X	X	X	X	X
Sedimenttype	X	X	X	X	X
Skjul/hulrom			X	X	
Vassdragets dalføre	X	X		X	
Elveløp	X	X	X	X	X
Elvebunn og -kanter	X	X	X	X	X
Flomsletter og deltaer	X	X		X	X
Antall hovedelvetyper	10	15	5 (10)	3	2
Antall sub-elvetyper	27			12	<50
Antall elve-armer	X	X	X	X	
Relasjon elvebredde/-dybde	X	X	X	X	
Stabilitet av øyer	X	X		X	X
Utforming av elveslette	X	X		X	X
Strømningstype	X	X	X	X	
Mesohabitat	X	X	X		
Lengde	X	X	X	X	
Grad av begrenset elveløp		X		X	
Planform (sinusitetsindeks)				X	
Lineær kantvegetasjon		X		X	
Vegetasjonsbredde/elvebredde		X		X	
Forekomst av diker		X		X	
Forekomst av plastring		X		X	
Aktive flomsletter		X		X	
Lokale komplekse miljøvariabler					X

3 Metodikk for hydromorfologi

Hydromorfologiske elementer som støtter de biologiske elementene i vannforskriften deles inn i tre ulike kategorier for elver:

- hydrologisk system som omfatter hydrologiske forhold og endring i vannføring
- elvas kontinuitet som består av påvirkning på tvers av elva
- morfologiske forhold som inkluderer påvirkning på langs av elva og i selve elveleiet

De fleste systemer for kartlegging og klassifisering av elver inneholder en typifisering av elveløpsmønstre, basert på enten kvantitative relasjoner eller konseptuelle rammeverk (Buffington and Montgomery 2013). Blant de sistnevnte er Schumms forslag til klassifisering av alluviale elver ved å relatere elveløpsmønstre og stabilitet til faktorene (Schumm 1977):

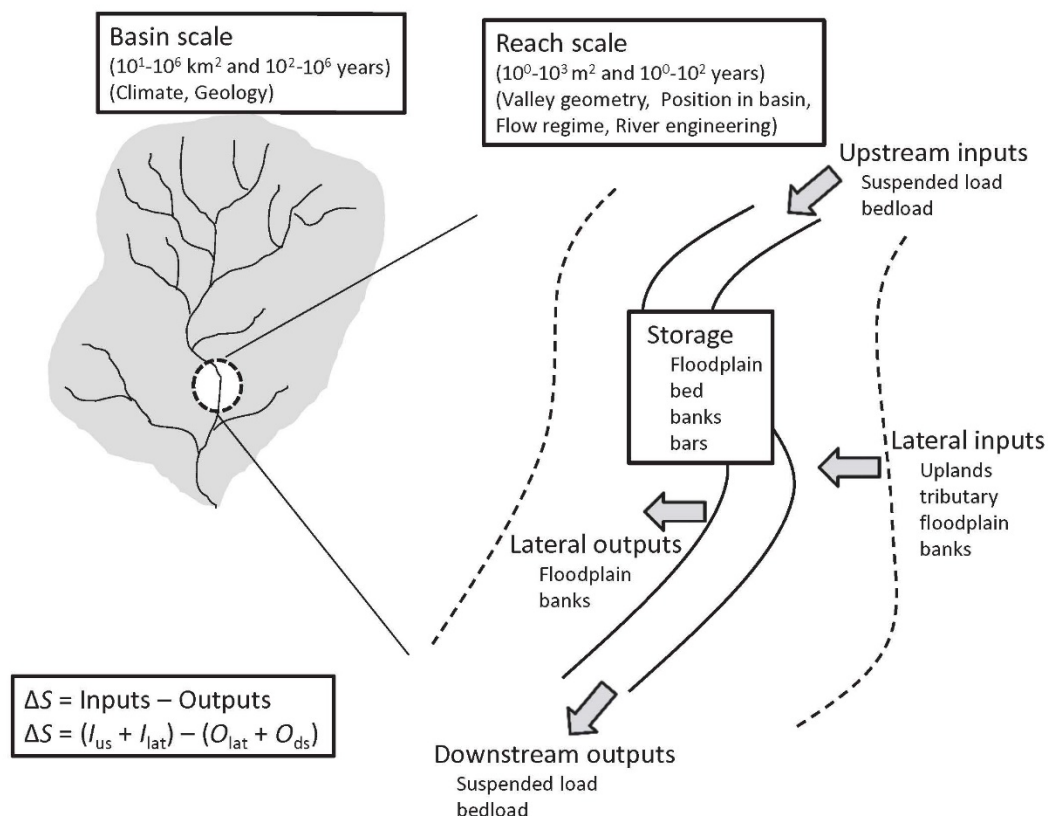
- silt-innholdet i materialet langs elvebredden
- på hvilken form sedimenttransporten foregår (suspendert, blandet, bunntransport)
- forholdet mellom bunntransport og total sedimenttransport
- helning og bredde-dybde-forhold av elveløpet

Nyere forskning har vist at også vegetasjon kan ha en stor innflytelse, og det ble utviklet modifiserte versjoner som inkluderer brattere elver på fjellet (se for eksempel Church 2006). Et lignende system ble brukt av Montgomery and Buffington (1997), hvor de i tillegg identifiserte effekter av vegetasjon og jordskred, og ulike dal- og substrattyper. Det svenske elveklassifiseringssystemet (SRC, Kling 2016) har tatt utgangspunkt i denne klassifiseringen. Det finnes en rekke publiserte metoder for å estimere planform-utviklingen eller mulig respons på endringer basert på de kjente nøkkelparametere (Belletti et al. 2014). Moderne elveklassifiseringssystemer fokuserer på en analyse av hele nedbørfeltet og bruker ofte et hierarkisk rammeverk som inneholder suksessive målestokker av fysiske og biologiske forhold. Et av de mest brukte hierarkiske elveklassifiseringssystemer ble utviklet av Rosgen (1994) for naturlige elver. Hans formål var å hjelpe med å lage et «naturlig elve-design» i restaureringsprosjekter.

Et annet viktig hierarkisk system er "elvetype-rammeverket" (Brierley and Fryirs 2005). Hierarkiske klassifiseringssystemer inneholder geomorfologiske enheter, dvs. elementer som for eksempel stryk og kulp. Denne enheten og de tilhørende hydrauliske karakteristika har vært utgangspunkt for mesohabitat-klassifiseringer. Blant dem er det norske systemet som ble brukt i Miljødesignhåndboka (Forseth og Harby 2013) som har fokus på hydrauliske forhold, og som kan kobles med hydrodynamiske modelleringer (Casas-Mulet et al. 2014). Elver med stein og grus på bunnen er viktige habitater for fauna og flora, og disse virker sammen med og påvirker morfologien (Beschta and Ripple 2012, Hauer et al. 2016, Marion et al. 2014).

Oversikt og analyse av metoder i Belletti et al. (2014) inneholder også et avsnitt om metoder brukt for implementering av Vanndirektivet. De konkluderer med at en tilstrekkelig beskrivelse av fysiske prosesser ikke er inkludert i de fleste lands metoder, noe som gjør det vanskelig å forstå årsakene til fysiske endringer og hvordan disse påvirker de hydromorfologiske egenskapene. Dette er også understreket i analysene fra 2017 rapportert i Kampa and Bussettini (2018) og Bussettini et al. (2018). De fysiske prosessene i et vassdrag er forbundet med hverandre, og virker på ulik skala i tid og rom. Vurdering av påvirkning og klassifisering av vannforekomster på et gitt tidspunkt må ses i sammenheng med at de fysiske prosessene virker både på liten og stor skala og både på kort og lang sikt. Klassifisering av tilstand i en vannforekomst må ses i sammenheng med dette, og det er derfor viktig å bruke hydromorfologiske indikatorer som

ivaretar dette. Figur 2 illustrerer for eksempel hvordan sedimenttransport henger sammen i et nedbørfelt og for hver vannforekomst.



Figur 2 (fra Wohl et al. 2015). Eksempel på sedimentbudsjett for et vassdrag på ulike skala. En forenklet formel for sedimentbudsjett er gitt der ds=downstream (nedstrøms), us=upstream (oppstrøms), I=inputs (tilførsel), O=outputs (utførsel), lat=lateral (sideveis), S=storage (lagring).

3.1 Anbefalinger

Det er mange gode faglige grunner til å anbefale et system som deler inn elveløpet i ulike typer (typologi, typifisering). Den viktigste grunnen er at påvirkninger vil virke ulikt avhengig av elvetype. Noen indikatorer vil derfor være viktigere enn andre i ulike elvetyper. Videre kan det være behov for å bruke ulike klassegrenser for hvilken betydning endringer i disse parametrene har. Et helhetlig syn på karakterisering og klassifisering innebærer at hele elvesystemet ses i sammenheng og i forhold til morfologiske og hydrologiske prosesser. Dette er viktig for å forstå effektene av påvirkninger og hvordan tiltak da bør utformes.

Indikatorene skal gjenspeile endringer i viktige hydromorfologiske prosesser på en skala som er relevant både for hele elva og innenfor en vannforekomst. Samtidig kan det bli et omfattende og krevende arbeid å innordne alle vannforekomster i et system av hydromorfologiske typer. Det er ikke alltid noe enkelt skille mellom ulike elvetyper, men snarere gradvise overganger. Det er også mulig at elvetyper kan være dynamiske og skifte over tid. Videre er det mulig at en vannforekomst inneholder flere elvetyper. På bakgrunn av dette anbefaler vi å bruke en viss typologi der det er behov, men ikke å bygge hydromorfologisk klassifisering opp omkring et fast system av elvetyper.

I vannforskriften er referansetilstand en viktig størrelse, definert som en gitt vanntypes tilstand under upåvirkede forhold. De fleste metodene for hydromorfologisk karakterisering og klassifisering etter vannforskriften har unngått å spesifisere referansetilstand, blant annet fordi hydromorfologiske prosesser er svært gradvise. I stedet har referansetilstand vært definert som de geomorfologiske former og de hydromorfologiske prosesser som en elv ut fra sin naturgitte utforming kan forventes å inneha. Referansetilstanden for vannforekomsten blir da ganske enkelt den samme vannforekomsten uten påvirkning.

Hovedformålet med denne rapporten er å foreslå et system for *klassifisering* av hydromorfologisk tilstand etter vannforskriften. Klassifiseringen gjøres ved hjelp av en rekke *indikatorer*. Basert på internasjonal praksis, internasjonal litteratur og våre vurderinger, har vi valgt å dele inn hydromorfologiske prosesser i fire hovedtema som korresponderer med typer av hydromorfologisk påvirkning:

1. Prosesser på tvers av elvas strømreretning som påvirkes av langsgående inngrep
 2. Prosesser i elvas lengderetning som påvirkes av inngrep på tvers av elva
 3. Prosesser i selve elveleiet som omfatter både elvebunnen og strømningsforholdene i vannmassene
 4. Hydrologiske forhold og påvirkning av vannføring på døgnmiddelnivå og på kortere tidsintervall.
- Disse forholdene er koblet til alle tre punkt over.

Innenfor hvert av disse temaene har vi identifisert viktige prosesser og funksjoner som er særlig viktige for vassdragets hydromorfologiske integritet, og som er sårbare for inngrep. Endringene i disse prosessene og funksjonene kan beskrives ved hjelp av spesifikke indikatorer. Tabell 6 viser eksempler på viktige prosesser og funksjoner til hvert tema og indikatorer som beskriver endring av disse. I kapittel 5-8 er hver av disse beskrevet i detalj, og det er gitt et "endringsspørsmål" som definerer hva indikatoren skal måle. For hver indikator er det gitt et forslag til klassifiseringssystem, og det er beskrevet hvor datakilder for indikatoren finnes og hvordan den kan måles.

Tabell 6. Eksempler på viktige prosesser og funksjoner til hvert tema og indikatorer som beskriver endring av disse.

	Tema	Funksjoner og prosesser	Indikator for endring
Langs elva	Lateral konektivitet (flomvern)	Kontakt og utveksling med flomslette	Løpemeter elv påvirket
	Erosjonssikring, forbygning	Sideveis erosjon	Løpemeter elv påvirket
	Kantsonevegetasjon	Link mellom terrestrisk og akvatisk miljø	Løpemeter elv med høyere vegetasjon
	Innskjæring	Kontakt med flomslette, sedimentprosesser	Gjennomsnittlig senkning av elveløpet [m]
På tvers av elva	Barriere-effekt innen vannforekomsten	Transport av sedimenter, detritus og andre stoffer	Barriereeffekt etter Sandlund et al.
	Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten	Transport av sedimenter, detritus og andre stoffer	Fragmenteringsgrad etter Sandlund et al.
	Oppstuvningseffekt innen vannforekomsten	Lagring av sedimenter, detritus og andre stoffer	Påvirket av oppstuvning fra barrierer
	Fragmentering og barrierer oppstrøms	Tilførsel av sedimenter, detritus og andre stoffer	Reguleringsgrad (magasinvolym/årlig tilsig)
I elveleiet	Tilførsler og fjerning av masser	Sedimentprosesser, bunnforhold	Løpemeter elv påvirket
	Strukturer i elveleiet	Hydraulisk variasjon, habitat	Løpemeter elv påvirket
	Elveklasser fra miljødesign	Fordeling og mengde habitat	Endring i forhold til forventning på typisk vannføring
	Substrat og hulrom	Skjul og habitat for arter	Endring i skjulklasse
Vannføring	Total vannføring	Vesentlig for alle prosesser og økosystem	Endring i total vannføring
	Lavvannføring sommer	Vedlikehold av morfologiske prosesser	Minste ukemiddel vannføring juni-september
	Lavvannføring vinter	Vedlikehold av morfologiske prosesser	Minste ukemiddel vannføring november-mars
	Flomstørrelse på årsflom	Dynamikk i fysiske forhold	Endring av årsflom
	Flomstørrelse 10-års flom	Vedlikehold av morfologiske prosesser	Endring i frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert
	<i>Dersom korttids endringer i vannføring er viktig:</i>		
	Korttids vannføringsendring	Økosystemrespons	Forholdstall mellom høy og lav vannføring
	Hastighet på korttids endring i vannstand	Økosystemrespons	Senkningshastighet
	Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand	Strandingsrisiko for fisk og bunndyr	Endring i vanndekket areal

4 Endringer på langs av elva

Den første kategorien av tema fokuserer på prosesser som i hovedsak virker på tvers av elvas lengderetning. Dette vil være prosesser som kan være direkte påvirket av inngrep på langs av elvas strømretning og av hydrologiske endringer.

4.1 Flomvern

Med flomvern menes diker og flomforbygninger langs elveløpet som er høyere enn naturlig høyde på elvebredden, slik at flomvann ikke lenger kan trenge inn på områdene som grenser til elveløpet.

Flomsletter finnes naturlig langs alluviale elver, og består av flate slettearealer langs elva, som under skoggrensa gjerne vil være dominert av artsrik løvskog eller sumpskog. Flomsletter dannes ved gjentatt regelmessig flom (1-3 års-flommer). Flomsletter har en rekke viktige hydrologiske, geomorfologiske og økologiske funksjoner. De er viktige forflomdemping og fungerer som lokale fordrøyningsmagasiner, og har viktige funksjoner også for grunnvannstilførsler. Mange flomsletter fungerer som sedimentfeller for næringsstoffer, finpartikulært sediment, og også for tungmetaller og miljøgifter (Ottesen et al. 1989). Flomsletter består gjerne av en mosaikk av flomdammer, kroksjøer og fruktbart jordsmonn med rik urtevegetasjon og løvskog, der regelmessig flom er essensiell for redistribusjon av propaguler (frø, hvileegg), planter og invertebrater (Lindholm et al. 2007). Blir den regelmessige forbindelsen mellom elv og flomsletter hindret får det en rekke negative konsekvenser for dette særegne økosystemet (Rinaldi et al. 2016; Rumm et al. 2016; Gallardo et al. 2008; Hudson et al. 2008; Van Looy et al. 2006; Amoros and Bornette 2002), og for elvens morfologiske prosesser (Hudson et al. 2008). Flomvern fører imidlertid også til økt strømhastighet langs de berørte delene av elva, som ofte vil føre til økt sideveis erosjon, eller økt innskjæring (vertikal erosjon), og remobilisering av sedimenter (Hudson et al. 2008; Piegay et al. 1998; Asaro and Paris, 2000).

Elva blir også ofte rettet ut fordi elvas sideveis (laterale) bevegelser samtidig begrenses av forbygninger og diker. Uten forbindelse til flomsletta vil også sekundære kanaler, flomdammer og kroksjøer gå tapt (Hudson et al. 2008).

Videre vil økosystemfunksjonene blir redusert, biodiversiteten vil avta og det vil skje en endring i artssammensetningen (Rumm et al. 2016; Gallardo et al. 2008; Amoros and Bornette 2002). Studier på bløtdyr (Rumm et al. 2016), kantvegetasjon (Van Looy et al. 2003), fisk (Amoros and Bornette 2002) og makroinvertebrater (Gallardo et al. 2008) støtter opp om dette. I tillegg vil kompleksiteten og heterogeniteten i geomorfologiske prosesser og habitater avta, med konsekvenser for arter med ulike habitatpreferanser gjennom livssyklusen (Gallardo et al. 2008; Van Looy et al. 2003; Amoros and Bornette 2002).

Flomvern og diker som er trukket tilbake på flomsletta vil fortsatt påvirke elvas hydromorfologiske kontakt med flomslettene, men i mindre grad. I slike tilfeller kan elva fortsatt til en viss grad bevege seg lateralt og effekten av inngrepet blir derfor mindre (Rinaldi et al. 2016; Rumm et al. 2016).

Endringsspørsmål: I hvor stor grad er elvas forbindelse til flomslettene endret?

4.1.1 Forslag til klassifiseringssystem

Tabell 7. Naturlig vil en elvs flomsletter oversvømmes ved flom. Menneskeskapte hindringer skaper avvik fra dette og måles som prosent tilstedeværelse av flomvern (maksimalt 50 prosent fra hver elvebredd).

Status	Kode	Grad av endring (%)
Naturlig		< 5
Litt endret		5-30
Moderat endret		30-65
Mye endret		65-80
Svært mye endret		80-100

Er flomsikringen trukket tilbake mer enn en elvebredde fra bredden regnes den ikke med her, men er den trukket tilbake mindre enn en elvebredde inkluderes den (Rinaldi et al. 2016), men gir bare «halv skade». Det vil si at hvis det er 100 % flomsikring trukket tilbake mindre enn en elvebredde fra bredden, så vil den i klassifiseringen halveres til 50 %.

4.1.2 Datakilder og måling

Fra NVEs kartlag "Sikringstiltak" kan prosent løpemeter elv med flomsikring beregnes for begge elvebredder. Fjellskråninger ekskluderes. Registreringene bør verifiseres i felt. Referansetilstand er en elv uten påvirkningen av flomvern.

4.2 Forbygning

Med forbygning menes konstruksjoner og forsterkninger langs elvebredden for å hindre sideveis (lateral) graving og erosjon. Vi antar da at konstruksjonen ikke overstiger naturlig høyde på elvebredden og at den ikke hindrer hydrologisk konnektivitet til flomsletta ved flom. Det er derimot vanlig mange steder at *flomvern* også forbygges og erosjonssikres, slik at påvirkningen blir en kombinasjon av flomvern og forbygning.

Blir elva hindret i å grave sideveis (lateralt) grunnet erosjonssikring vil det få flere hydromorfologiske konsekvenser. Morfologisk ser man først og fremst effekter av forbygninger og erosjonssikring ved endringer i hydrauliske forhold og en reduksjon i lokale tilførsler av sediment, trevirke og kantvegetasjon til nedstrøms områder (Rinaldi et al. 2016; Piegay et al. 2005; Reid and Church, 2015; Schmetterling et al. 2001). Dette fører til grovere og mer homogent sediment, siden fint sediment vil fraktes videre uten å erstattes. I tillegg kan det føre til økt strømhastighet langs elvebredden som kan føre til at erosjonen flyttes til motsatt bredd eller videre nedover elven der den ikke er sikret. Videre kan det lede til innskjæring (vertikal graving, senking av elvebunn, se nedenfor), og fare både for å undergrave erosjonssikringen bygd opp langs elvebredden (Schmetterling et al. 2001; Reid and Church, 2015) og for å miste kontakt med flomsletten (Schmetterling et al. 2001). Reduserte tilførsler av trær og trevirke fra bredden fører til geomorfologisk homogenisering av elveleiet nedstrøms, fordi dødt trevirke fungerer som lokale sedimentfeller (Reid and Church, 2015; Schmetterling et al. 2001; se nedenfor). Elveleiets morfologi blir også mer homogent da trær i elva påvirker kanalmigrasjon ved å endre elvens strømforhold, som blant annet kunne ført til øydannelser og mer variasjon i strømningsmønster (Reid and Church, 2015).

Konsekvensene for elvas økologi synliggjøres gjennom tap av lokal morfologisk heterogenitet og mikrohabitater. Siden biodiversiteten generelt øker med antall mikrohabitater, fører dette til en reduksjon i artsdiversitet (Reid and Church, 2015).

Endringsspørsmål: I hvor stor grad er elvas mulighet til å grave/erodere sideveis endret?

4.2.1 Forslag til klassifiseringssystem

Tabell 8. En naturlig elv vandrer fritt lateralt i alluviale løsmasser uten menneskeskapte hindringer, og avvik fra dette måles som prosent tilstedeværelse av erosjonssikring (maksimalt 50 prosent fra hver elvebredd).

Status	Kode	Grad av endring (%)
Naturlig		< 5
Litt endret		5-33
Moderat endret		33-50
Mye endret		50-80
Svært mye endret		80-100

4.2.2 Datakilder og måling

Ut fra NVEs kartlag "Sikringstiltak" (<https://temakart.nve.no/link/?link=sikringstiltak>) beregnes prosent løpemeter elv (begge elvebredder) med erosjonssikring. Registreringene bør verifiseres i felt. Referansetilstand er en elv upåvirket av erosjonssikring.

4.3 Kantvegetasjon

Med kantvegetasjon menes trær, skog og annen veddannende høyere vegetasjon (høyere enn 1 m), som vokser langs elvebredden. I et naturlig vassdrag forventer vi å finne kantvegetasjon langs elva så lenge vi befinner oss under tregrensa og ikke på spesielle områder uten naturlig høyere vegetasjon som i visse myr- og våtmarksbiotoper, bart fjell eller tilsvarende områder. I dynamiske naturlige vassdrag med stor erosjon og stor avsetning av sedimenter langs breddene vil kantvegetasjonen heller ikke kunne etablere seg.

Kantsonen representerer en kobling mellom terrestrisk og akvatisk økosystem, og er viktig fordi den regulerer tilførslene av sedimenter, organisk materiale, detritus næringsstoffer. Langs strekninger med dyrka mark vil kantvegetasjonen også hindre avrenning av partikler og næringsstoffer. Kantvegetasjonen er en essensiell energikilde for mange bunndyr i form av tilførsler av kvist og løv, og løvverk er viktig for temperaturregulering, og også for regulering av påvekststalger på bunnen. Regelmessige tilførsler av trær, trestammer og kvist danner viktige skiftende småhabitater både for bunndyr og for fisk, ikke minst yngel, som er utsatt for predasjon fra fugl (hegre) og mink, særlig i mindre vassdrag. I større vassdrag er kantvegetasjon en viktig kilde både til detritus og trær som faller ut i elva og bidrar til hydromorfologisk mangfold.

Kantvegetasjon defineres ved hjelp av bredde, langsgående kontinuitet, antall og størrelse av områder med lik vegetasjon (Gonzales del Tarago and Garcia de Jalon, 2006). Kantsonens struktur kan betraktes som en

indikator på morfologiske forhold og kan brukes til å vurdere økologisk tilstand i Vanndirektivet (Ferreira et al. 2011).

Fjerning av kantvegetasjonen kan føre til tap av skygge (dermed som fører til økning i vanntemperatur), økning i sideveis erosjon, tap av evnen til å beholde sedimenter og næringsstoffer og reduserte tilførsler av død ved i elva. Type og struktur av kantvegetasjon har også betydning for funksjonen (Cowx and Welcomme 1998), og kantsoner regnes ofte som «hotspots» for biologisk mangfold (Feld et al. 2011). Gjennom tilførsler av næringsstoffer, sedimenter, organisk materiale og død ved, gir de habitatmangfold for fisk, bunndyr og akvatiske planter. Trær er viktig i elvelandskap og kan brukes til å skille mellom ulike elvetyper (Raven et al. 1998). Trerøtter er mer effektive ved opptak i nærings- og denitrifiseringsprosesser enn røtter av gressvegetasjon. Videre drøftelser av verdien av trær og detritus i elveleiet er gitt nedenfor (se kapittel 8.3 og 8.4).

Endringsspørsmål: I hvor stor grad er høyere vegetasjon i kantsonen endret?

4.3.1 Forslag til klassifiseringssystem

For kantvegetasjon skal ikke vannforekomster eller deler av vannforekomster som befinner seg over tregrensa eller renner gjennom områder som ikke naturlig har høyere vegetasjon, regnes med.

Tabell 9. Kantzonevegetasjon klassifiseres etter prosent løpemeter elv med manglende høyere vegetasjon på begge sider (maksimalt 50 prosent på hver side).

Status	Kode	Grad av endring (%)
Naturlig		< 10
Litt endret		10-33
Moderat endret		33-50
Mye endret		50-75
Svært mye endret		> 75

4.3.2 Datakilder og måling

Flyfoto, Norge i Bilder, Google Earth eller Norgeskart gir en første informasjon om omfanget av kantvegetasjon. Denne må imidlertid verifiseres ved feltbefaringer. Med høyere vegetasjon menes trær og busker høyere enn 1 m, og beregnes som løpemeter elv på begge sider. Referansetilstanden er antatt tilstedeværelse av sammenhengende kantvegetasjon i vannforekomster eller de delene av vannforekomsten som befinner seg under tregrensa, unntatt områder som ikke naturlig har høyere vegetasjon (myr, svaberg, værutsatte strekninger nær kysten).

4.4 Vertikal graving (innskjæring)

Med vertikal graving eller innskjæring menes senkninger av elveløpet slik at elvebunnen graver seg vertikalt.

Under naturlige forhold er innskjæring en svært langsom og gradvis prosess (Kiss et al.. 2017). Når det skjer i løpet av en kort tidsperiode er det vanligvis utløst av menneskers inngrep. Svært ulike inngrep er vist å kunne utløse innskjæring, men felles er endring i strømforhold og sedimenttransport (Rinaldi et al. 2016; Kiss et al. 2017). Eksempler er forbygninger (Schmetterling et al. 2001; Reid and Church, 2015), kanalisering

(Smith and Winkley, 1996; Shields et al. 2010; Glinska-Lewczuk and Burandt, 2011; Kuglerova et al. 2016), demninger (Kiss et al. 2017), eller ved hydrologiske endringer (Callow and Smettem, 2007; Shields et al. 2010). Men også endringer i arealbruk (Callow and Smettem, 2007; Shields et al. 2010) eller uttak av masser fra elveleiet (Preciso et al. 2012) som fører til endret helning, endret strømhastighet og sedimenttransport, eller til reduksjon i sedimenttilførsler, kan fremme innskjæring. Sekundært kan slik innskjæring også lede til undergraving av menneskeskapte strukturer, bl.a. broer (Preciso et al. 2012; Kiss et al. 2017). Elvestrengen blir ofte rettere og flommer blir mer intense. I alluviale elveavsnitt er innskjæring ofte assosiert med redusert hydrologisk kontakt med flomslettene (Wyzga 1996, Kiss et al. 2017), og over tid vil flomsletter omdannes til terrasser. Naturlige stilleflytende partier og stabilt substrat vil reduseres, noe som kan bidra til endret artssammensetning og lavere artsdiversitet. Innskjæring observeres primært i felt, i form av små (1-5 m brede) nye ansatser til flomsletter, på et lavere nivå enn de opprinnelige. Høydeforskjellen mellom de to nivåene vil reflektere graden av innskjæring.

Endringsspørsmål: Hvor dypt har elvebunnen sunket i forhold til naturlig bunn?

4.4.1 Forslag til klassifiseringssystem

Tabell 10. En upåvirket elv vil være i likevekt og vertikal graving er en svært langsom og gradvis prosess. Avvik fra dette måles ved å se på endringer i elvebunn-nivå (cm).

Status	Kode	Grad av endring [cm]
Nær naturlig		< 50
Moderat endret		50-150
Svært mye endret		> 150

4.4.2 Datakilder og måling

Innskjæring kartlegges i felt, og viser seg i form av nye smale elvesletter som dannes på et lavere nivå enn de opprinnelige. Den vertikale forskjellen mellom de to nivåene av elvesletter gir et mål for graden av innskjæring. Denne kvantifiseres ved å måle høydeforskjellen på ny og gammel flomslette minst tre steder fra øverst til nederst i elveavsnittet. Verdien som brukes blir da gjennomsnittet av disse målingene. I noen tilfeller vil det være mulig å hente ut slike data fra kombinasjoner av flyfoto og terrengkartlegging med laser. Referansetilstanden er en elv uten tegn til innskjæring, dvs. uten spor av nye smale flomsletter på alluviale elveavsnitt.

5 Endringer på tvers av elva

Den neste kategorien av tema fokuserer på prosesser som i hovedsak virker langs elvas lengderetning. Dette vil være prosesser som kan være direkte påvirket av inngrep på tvers av elvas strømreretning og av hydrologiske endringer. Dette kan også beskrives som påvirkning av elvas kontinuitet.

I alle vassdrag spiller prosesser i elvas lengderetning en vesentlig rolle både for morfologiske og biologiske forhold. Sedimenter, suspendert stoff, detritus, næringsstoffer og andre kjemiske komponenter transporteres med vannet nedover elva. Mange fiskearter er avhengig av å kunne vandre fritt både oppover og nedover et vassdrag. Enkelte vannlevende organismer bruker også elvas transportkapasitet til å flytte seg nedstrøms. Menneskeskapte barrierer som demninger, terskler og andre strukturer som krysser hele vannstrengen, påvirker disse prosessene gjennom å forhindre eller redusere konnektiviteten for sedimenter, næringsstoffer, organisk materiale, fisk og andre dyr. Barrieren kan være tilnærmet fullstendig, for eksempel som en høy demning, eller det kan være et hinder som reduserer oppstrøms eller nedstrøms konnektivet på bestemte vannføringer og eller vanntemperaturer.

Effekten av barrierer kan redusere sedimenttransport (Bogen et al. 2016). Ved Harpefoss-magasinet i Gudbrandsdalslågen utgjør mengden sedimenter som akkumuleres i magasinet ca. 20 % av totaltransporten. Kornfordelingskurvene viser at det er svært lite materiale med kornstørrelse større enn 0,25 mm som går igjennom magasinet. Slik fraksjonering av sedimenter innvirker på utformingen av elvebunnen nedstrøms magasinet.

Det er relativt få studier av de biologiske effektene som skyldes tap av sedimenttransport i Norge (Østdahl et al. 1998). I mindre vassdrag kan sedimentbasseng under gitte forhold også bidra til økt diversitet. På Jæren har det vært et pilotprosjekt med fangdammer laget for å holde tilbake næringsstoffer, og her er det påvist at dyrearter typiske for dammer og våtmarksområder raskt etableres. Dammene fører til at området som helhet får økt arts mangfold (Walseng et al. 1995).

Den økologiske effekten av barrierer er knyttet til habitatfragmentering og redusert konnektivet. Habitatfragmentering er en betydelig trussel for biologisk mangfold og har derfor vært et viktig tema i bevaringsbiologien (Jansson et al. 2000; Noss et al. 2006). Elver kan betraktes som lineære strukturer, og en dam eller en terskel vil derfor direkte kunne føre til fragmentering (Fuller et al. 2015). I tillegg til at vi i Norge har mange menneskeskapte barrierer, bl.a. kraftverksinstallasjoner, har vi en topografi med mange naturlige fosser og stryk som i varierende grad kan være vandringsbarrierer for fisk. Kunnskap om både menneskeskapte og naturlig barrierer er viktig for å forstå spillet mellom hydromorfologi og forekomst av fisk.

I elver kan vi snakke om både «fragmenteringsgrad», f.eks. hvor mange barrierer finnes innen en vannforekomst, og «barriereeffekt», dvs. hvor stor andel av f.eks. en elv som ikke er tilgjengelig pga. etablering av en barriere (se figur 3). Endringer i habitat kan måles som andel av oppdemt areal i vannforekomsten. I tillegg kan fragmentering og barrierer oppstrøms en vannforekomst måles som reguleringsgrad.

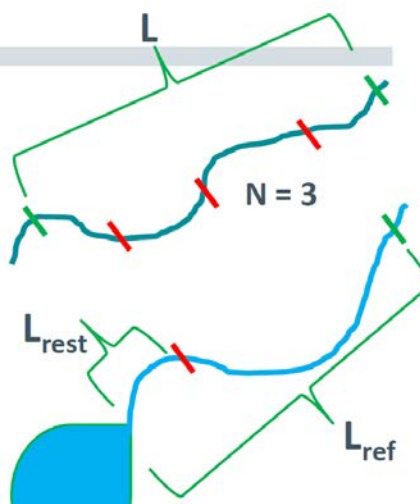
Fragmentering og barrierer

Fragmenteringsgrad

$$FG = 1 - \frac{L}{N+1} = 1 - \frac{1}{N+1}$$

Barriereeffekt

$$BE = 1 - (L_{rest} / L_{ref})$$



Figur 3. Illustrasjon av barriereeffekt og fragmenteringsgrad fra Sandlund et al. (2013).

5.1 Barriereeffekt

I følge Sandlund et al. (2013) beskriver barriereeffekten (BE) i hvilken grad livsviktige habitater for bestandens overlevelse er blitt utilgjengelige gjennom menneskelig aktivitet, og er spesielt aktuell som parameter for fisk som vandrer mellom sjø eller innsjø og gyteplasser i elv. Vi har valgt å bruke barriereeffekt som en viktig indikator også for hydromorfologiske forhold, ettersom barrierer også hindrer transport av sedimenter, suspendert stoff, detritus, næringsstoffer og andre kjemiske komponenter. Barriereeffekt (BE) beskrives da som andelen av vannforekomsten (L_{ref}) som er blitt utilgjengelig ved menneskeskapte inngrep.

$$BE = 1 - (L_{rest} / L_{ref})$$

der L_{rest} er avstand fra nedstrøms ende av vannforekomsten til første kunstige barriere.

Endringsspørsmål: Hvor mange menneskeskapte barrierer finnes innen vannforekomsten, og hvor er de lokalisert?

5.1.1 Forslag til klassifiseringssystem

Barrierer klassifiseres etter barriereeffekten (BE).

Tabell 11. Barriereeffekten (BE) etter Sandlund et al. (2013).

Status	Kode	BE
Nær naturlig		< 0,2
Litt endret		0,2 – 0,4
Moderat endret		0,4 – 0,6
Mye endret		0,6 – 0,8
Svært mye endret		> 0,8

5.1.2 Datakilder og måling

I utgangspunktet er det naturlig å tenke seg at man kunne vurdere hvorvidt naturlige strykpartier og fosser er barrierer ut i fra høydedata.no eller høydemodeller fra f.eks. GIS-analyse av Lidar kombinert med inngrepsregister. I praksis er nok dette forholdsvis komplisert fordi naturlige fosser kan være barrierer kun ved visse vannføringer. Detaljer i utformingen av fossene (dyp i kulp nedstrøms foss, alternative flomløp osv.) spiller også inn. Dersom slike naturlige hindre finnes innenfor vannforekomsten, skal bare strekningen nedstrøms disse inngå i beregningene.

Når det gjelder menneskeskapte barrierer, som f.eks. kraftverksdammer, kan man forholdsvis enkelt slå fast at dette er en barriere. I vannforskriftssammenheng er det avvik fra en referansetilstand som skal måles. Det betyr at det er de menneskeskapte barrierene som skal telles. Det gjelder fysiske innretninger som dekker hele elveløpet. Flyfoto og databaser vil ofte være gode datakilder, eventuelt supplert med befarig i felt.

5.2 Fragmenteringsgrad

I følge Sandlund et al. (2013), beregnes fragmenteringsgrad (FG) ut fra hvor mange fragmenter de kunstige barrierene har delt opp den naturlig ufragmenterte strekningen (L) i, dvs. gjennomsnittslengden på fragmentene delt på L.

$$FG = 1 - \frac{1}{N + 1}$$

N er antall barrierer på strekningen L, og N+1 er antall fragmenter L er delt opp i. FG vil ha en verdi mellom 0 (ufragmentert) og tilnærmet 1 (svært fragmentert).

Endringsspørsmål: Hvor fragmentert er vannforekomsten som følge av menneskeskapte barrierer?

5.2.1 Forslag til klassifiseringssystem

Fragmentering klassifiseres etter fragmenteringsgrad (FG).

Tabell 12. Fragmenteringsgrad (FG) etter Sandlund et al. (2013).

Status	Kode	FG
Nær naturlig		< 0,5
Litt endret		0,5 – 0,65
Moderat endret		0,65 – 0,8
Mye endret		0,8– 0,83
Svært mye endret		> 0,83

5.2.2 Datakilder og måling

Se barriereeffekt.

5.3 Oppstuvingseffekt

Demninger, terskler og andre tversgående barrierer vil endre strømningsmønsteret og skape et annet habitat oppstrøms barrieren. Habitatet kan endre seg fra rennende vann til stillestående vann i alt fra noen meter til flere km oppstrøms barrieren. Denne effekten vil også variere med vannføring, og under flom kan den bli helt borte.

Endringsspørsmål: Hvor stor del av vannforekomsten er påvirket av oppstuvning fra barrierer?

5.3.1 Forslag til klassifiseringssystem

Vi anbefaler å måle hvor stor andel av vannforekomsten som er påvirket av oppstuvning ved en vanlig eller median vannføring.

Tabell 13. Prosentvis andel løpemeter elv påvirket av oppstuvning fra barrierer.

Status	Kode	Andel påvirket [%]
Nær naturlig		< 10
Litt endret		10-30
Moderat endret		30-50
Mye endret		50-80
Svært mye endret		> 80

5.3.2 Datakilder og måling

Datakilder kan være de samme som for barriereeffekt og fragmenteringsgrad for å identifisere hvor det kan være en oppstuvningseffekt. Det kan være mulig å se om vannspeilet oppstrøms barrierer er stillestående ut fra flyfoto, og det vil da være nødvendig med verifisering i felt.

5.4 Barrierer i oppstrøms vannforekomster

Ettersom barrierer i et vassdrag påvirker alle nedstrøms vannforekomster gjennom redusert og endret transport av sedimenter, næringsstoffer og organisk materiale, er det nødvendig med en indikator som inkluderer påvirkning av oppstrøms effekter. En mulig indikator er antall barrierer som finnes oppstrøms vannforekomsten, eller avstand til nærmeste oppstrøms barriere. Vi har imidlertid valgt en indikator som indirekte sier noe om oppstrøms barrierer i regulerte vassdrag, nemlig reguleringsgraden. Indikatoren blir da reguleringsgrad som viser hvor stor andel av årlig naturlig tilsig som kan magasineres i et punkt i vassdraget. Dette antas også ha en betydning for transport av sedimenter, næringsstoffer og organisk materiale.

Endringsspørsmål: Hvor stor del av oppstrøms vannføring er påvirket av magasinering?

5.4.1 Forslag til klassifiseringssystem

Reguleringsgrad måles i prosent som andel av tilsig som kan magasineres. Det anbefales å måle dette i nedstrøms ende av vannforekomsten.

Tabell 14. Reguleringsgrad ved vannforekomstens plassering i nedbørfeltet.

Status	Kode	Reguleringsgrad [%]
Nær naturlig		< 20
Litt endret		20-50
Moderat endret		50-100
Mye endret		100 -200
Svært mye endret		> 200

5.4.2 Datakilder og måling

NVEs databaser har informasjon om reguleringsgrad.

6 Prosesser og endringer i elveleiet

Prosesser og påvirkninger i elveleiet sammenfatter strømningsforhold og dynamikken i bunnsedimenter. Det finnes en rekke systemer for kartlegging og karakterisering av prosesser og påvirkninger i elveleiet på ulike romlige skalaer fra mikrohabitatnivå (typisk 0,5m - 5m), via mesohabitatnivå (typisk 10m – 200m) til kategorisering av lengre elvestrekninger (Buffington and Montgomery 2013). For bruk til vannforskriften mener vi at mesohabitat-skala er mest hensiktsmessig å bruke.

De fleste metoder for kartlegging av prosesser og påvirkninger i elveleiet bruker en form for geomorfologiske enheter for å beskrive strømningsforhold og bunnforhold. De geomorfologiske forholdene i elveløpet styres av både vannføring og sedimentbalansen. Vi foreslår å bruke metodikken for beskrivelse av elveklasser og hulrom fra miljødesign-håndboka (Forseth og Harby 2013). Strukturer og inngrep som går på tvers av hele elva er beskrevet i kapittel 6, mens andre typer strukturer som buner, strømvridere, utlagte steiner og andre inngrep inngår i dette kapitlet. I tillegg er det behov for å kartlegge og beskrive fjerning og tilførsler av masser gjennom grusuttak og lignende.

6.1 Fjerning og tilførsel av masser

Uttak av grus og sedimenter modifierer både vannføring og elvas geomorfologi. sedimentuttak vil forstyrre den eksisterende morfologien og sedimentbalansen (Kondolf 1997). I tillegg kan grusuttak utløse innskjæring både oppstrøms og nedstrøms av uttakstedet. Innskjæring kan videre føre til at et såkalt dekklag dannes ("armouring"), noe som reduserer antall hulrom i substratet drastisk.

Uttak av grus og sedimenter kan videre ha store negative følger for kantvegetasjonen (Rinaldi et al., 2005), og er ofte assosiert med reduserte tilførsler av død ved og detritus, som er viktige ressurser for bunndyr og fisk. Ved grusuttak blir gradienten i elvebunnen lokalt brattere, vannhastigheten stiger og vertikal erosjon øker (Kondolf 1997; Ball 2004). Ved grusuttak blir sedimenttransporten lokalt avbrutt, og erosjon oppstrøms og sedimentering nedstrøms av uttaksstedet forsterkes (WikiReform 2017).

Endringen av balansen mellom sedimentforsyning og elvas transportkapasitet kan føre til morfologiske endringer i elva (Wishart et al. 2007). Omfanget av endret sedimentbalanse som følger av grusuttak avhenger av hvor mye som er fjernet fra elva (Rinaldi et al. 2005). Grusuttak modifierer også ofte fordelingen av kulp og stryk. I mange elver som tidligere var preget av grov stein i elveleiet har det skjedd en rensing i forbindelse med tømmerfløting.

Endringsspørsmål: Hvor stor del av vannforekomsten er påvirket av fjerning eller tilførsler av masser?

6.1.1 Forslag til klassifiseringssystem

Fjerning av masser måles som hvor stor del av elva som er påvirket.

Tabell 15. Prosentvis andel løpemeter elv som har fraført eller tilført masser.

Status	Kode	Løpemeter elv påvirket (%)
Naturlig		< 5
Litt endret		5-33
Moderat endret		33-50
Mye endret		50-80
Svært mye endret		80-100

6.1.2 Datakilder og måling

Det kan være vanskelig å kartlegge uttak eller tilførsler av masser i felt, spesielt dersom inngrepet er utført for noen år siden. Data må hentes fra kart, flyfoto og informasjon fra myndigheter (kommuner, NVE). Referansetilstand er en elv der masser ikke er fraført eller tilført.

6.2 Strukturer i elveleiet

Eksempler på strukturer i elver kan være brukar, buner, strømvridere, delterskler, kunstig utlegging av stein, strømførsterkere, energidrepere og lede- og vandringskonstruksjoner for fisk. Strukturene kan være knyttet til bruer og brufundamenter i elveleiet, oppmuring av forbygninger i forbindelse med kanalisering, eller støping av bunnsåle for å hindre bunnerosjon ved flom.

Strukturer anlegges til ulike formål, og de kan ha ulik virkning på hydromorfologien. Strømførsterkere kan sørge for større gjennomstrømning av sedimenter, mens delterskler kan hindre sedimenttransport. Brukar kan i noen tilfeller føre til isoppstuvning og utfordringer med isgang og utgraving eller omfordeling av bunnsediment. Steinutlegging brukes for å skape mer dynamiske forhold på elvestrekninger (hydraulisk og fysisk) som er homogene. Ulike strukturer har ulik levetid. Noen installasjoner krever vedlikehold regelmessig (steinutlegging, mindre terskler), mens andre er permanente strukturer (buner, terskler, brukar). Hvorvidt strukturene fortsatt er intakte må derfor også vurderes.

Noen strukturer i elver kan ha en økologisk funksjon. Steinutlegging kan benyttes for å skape oppvekstforhold og skjul for ungfisk, i tillegg til å skape mer dynamiske leveforhold (hydraulisk og fysisk) for fisk generelt. Terskler kan sørge for roligere oppholdsområder for fisk. I enkelte tilfeller kan fisk benytte skygger fra bruer som skjul.

Endringsspørsmål: Hvor stor del av vannforekomsten er påvirket av strukturer i elveløpet?

6.2.1 Forslag til klassifiseringssystem

Strukturer i elveløpet kartlegges i felt. Det er også mulig å hente data fra kart, flyfoto, kommuner, NVE og regulant. Hvor mange løpemeter elv som er påvirket av strukturer måles eller beregnes. Referansetilstanden er en elv uten kunstige strukturer i elveløpet.

Tabell 16. Prosentvis andel løpemeter elv påvirket av strukturer i elveløpet.

Status	Kode	Løpemeter elv påvirket (%)
Naturlig		< 5
Litt endret		5-33
Moderat endret		33-50
Mye endret		50-80
Svært mye endret		80-100

Vi har tatt høyde for at strukturer i elveleiet ikke nødvendigvis påvirker morfologien i hele elvas bredde.

6.2.2 Datakilder og måling

Kart og flyfoto, informasjon fra myndigheter (kommuner, NVE), feltmålinger.

6.3 Elveklasser

Med elveklasse menes en kombinasjon de fire fysiske forholdene størrelsen på overflatebølger, helningsgrad, vannhastighet og vanddyb. Variasjon og sammensetning av elveklasse innenfor en vannforekomst reflekterer graden av hydromorfologisk heterogenitet. Dette varierer med vannføring, og vi anbefaler å kartlegge dette ved en typisk vannføring eller ved medianvannføringen. Det er imidlertid endringer i elveklasser som vil vise påvirkningen fra menneskelige inngrep. Det er derfor behov for å vite hvordan fordeling av elveklasser var før påvirkningen. I en del vassdrag er det gjennomført kartlegging av elveklasser og mesohabitater, spesielt på strekninger med fraført vann og minstevannføring. Tabell 17 viser hvordan inndeling i mesohabitat gjøres etter Borsanyi et al. (2004), mens tabell 18 viser hvordan disse kombineres til elveklasser etter Forseth og Harby (2013). Figur 4 viser et eksempel på inndeling i mesohabitat.

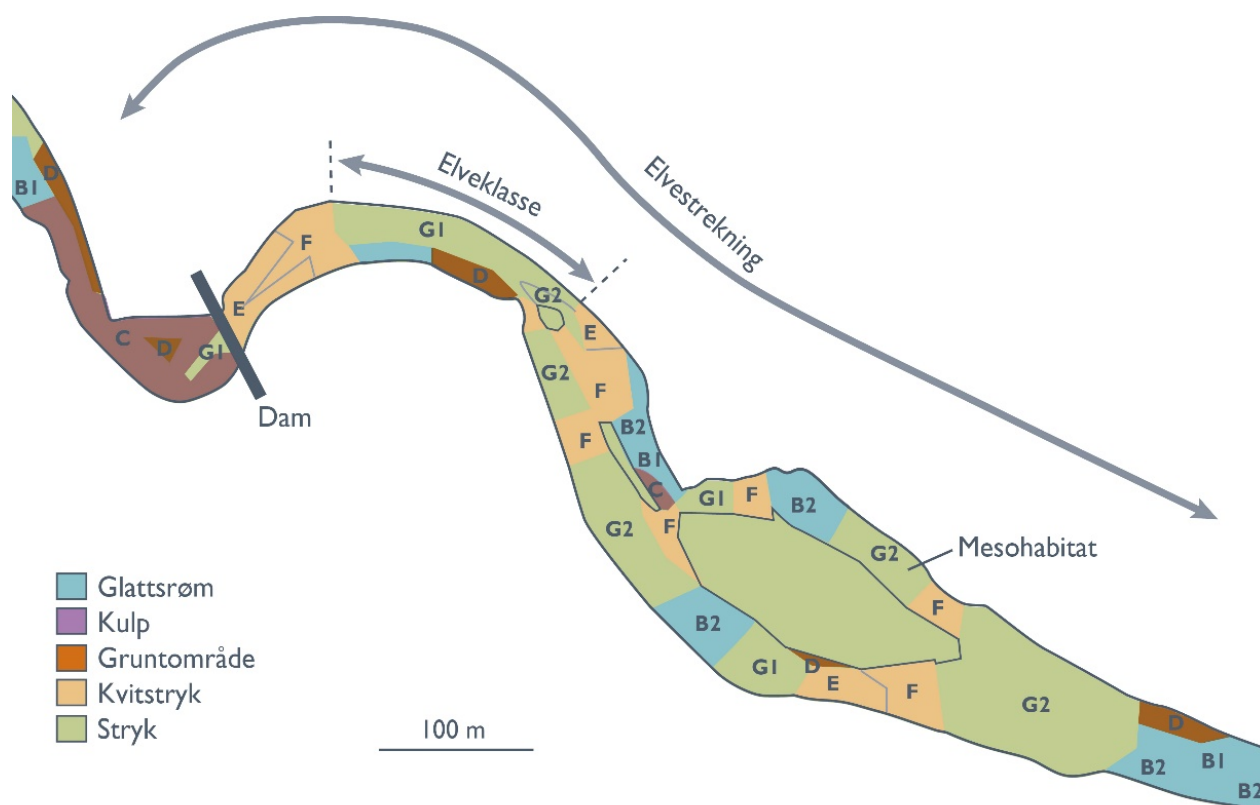
Tabell 17. Fra Forseth og Harby 2013, etter Borsanyi et al. 2004. Klassifisering av mesohabitat ut fra fysiske karakterer.

Kriterier	Overflate- struktur	Helnings- gradient	Vann- hastighet	Vanddybde	Klasse
Avgjørelse	Glatt / Småriller	Bratt	Hurtig	Dyp	A
				Grunn	
			Sakte	Dyp	
				Grunn	
		Moderat	Hurtig	Dyp	B1
				Grunn	B2
			Sakte	Dyp	C
				Grunn	D
	Brutt / Ubrutte stående bølger	Bratt	Hurtig	Dyp	E
				Grunn	F
			Sakte	Dyp	
				Grunn	
		Moderat	Hurtig	Dyp	G1
				Grunn	G2
			Sakte	Dyp	
				Grunn	H

Overflater som er glatt eller kun har små krusninger kategoriseres som glatt. Dersom overflaten har krusninger eller er brutt regnes denne som turbulent. Helningsgradient på over 4 % regnes som bratt, og under 4 % som moderat. Vannhastigheter over og under 0,5 m/s regnes hhv. raske og langsomme. Vanddybder på over og under 70 cm regnes som hhv. dype og grunne.

Tabell 18 (fra Forseth og Harby 2013). Kombinasjon av mesohabitater for definisjon av elveklasser.

Elveklasse	Mesohabitat	Overflatemønster	Helningsgradient	Vannhastighet	Vanndybde
Glattstrøm	A+BI+B2	Glatt	Moderat	Rask	Grunn/Dyp
Kulp	C	Glatt	Moderat	Langsom	Dyp
Grunnområde	D	Glatt	Moderat	Langsom	Grunn
Kvitstryk	E+F	Turbulent	Bratt	Rask	Dyp/Grunn
Stryk	H+GI+G2	Turbulent	Moderat	Rask	Grunn/Dyp



Figur 4 (fra Forseth og Harby 2013). Eksempel på inndeling i mesohabitater og elveklasser

Endringsspørsmål: I hvor stor grad er elvas fysiske habitat endret?

6.3.1 Forslag til klassifiseringssystem

På norske elvestrekninger (vannforekomster) med gradient større enn 1 % forventer vi å finne alle elveklasser til stede på en vannføring i nærheten av medianvannføring (median vannføring $\pm$ 25 %). Manglende tilstedeværelse av elveklasser gir endret tilstand etter tabell 19.

Tabell 19. Endring i elveklasser etter Forseth og Harby (2013) for vannforekomster med brattere gradient enn 1 prosent

Status	Kode	Elveklasser til stede
Naturlig		Alle klassene glattstrøm, kulp, grunnområde, stryk og kvitstryk er til stede
Moderat endret		En av klassene glattstrøm, kulp, grunnområde, stryk og kvitstryk mangler
Mye og svært mye endret		To eller flere av klassene glattstrøm, kulp, grunnområde, stryk og kvitstryk mangler

På norske elvestrekninger (vannforekomster) med gradient mindre enn 1 % forventer vi ikke å finne alle elveklasser til stede på en vannføring i nærheten av medianvannføring (median vannføring +/- 25 %). Kvitstryk (se tabell 17) vil sjelden være til stede på slike elvestrekninger. Tabell 20 anbefales da brukt.

Tabell 20. Endring i elveklasser etter Forseth og Harby (2013) for vannforekomster med slakere gradient enn 1 prosent

Status	Kode	Elveklasser til stede
Naturlig		Glattstrøm, kulp, grunnområde og stryk eller kvitstryk til stede
Moderat endret		En av klassene glattstrøm, kulp, grunnområde og stryk mangler
Mye og svært mye endret		To eller flere av klassene glattstrøm, kulp, grunnområde og stryk mangler

6.3.2 Datakilder og måling

Elvetyper kan kartlegges ut fra feltmålinger. Noen ganger kan det være mulig å bruke flyfoto. Elvas gradient er ofte å finne i NVE's databaser for elvenivellement. Elveklasser bør kartlegges på en typisk vannføring ikke langt unna medianvannføringen.

Referansetilstand for elver med helning brattere enn 1 prosent er at alle klassene glattstrøm, kulp, grunnområde, stryk og kvitstryk er til stede på den typiske vannføringen.

Referansetilstand for elver med helning slakere enn 1 prosent er at alle klassene glattstrøm, kulp, grunnområde og stryk er til stede på den typiske vannføringen.

For små vannforekomster som bare inkluderer korte elvestrekninger må en viss grad av skjønn utøves, ettersom det kan være mulig at enkelte elveklasser mangler kun fordi vannforekomsten er liten.

6.4 Substrat og hulrom

Det foregår en utveksling av masse og energi i grensesnittet mellom vann og sedimentene som danner elvebunnen – noe som er kjent som hyporeisk utveksling. Hyporeisk (underjordisk) strømming er kontrollert av hydrodynamiske prosesser som virker på mange ulike skalaer (Boano et al. 2014, Marion et

al. 2014). Hyporeisk strømming har betydning både for hydrologisk dynamikk, strømningsmønster, sedimenttransport, lokal akkumulering av detritus, og skjulforhold for bunndyr og småfisk. Hvis fine sedimenter er transportert i overflatestrømmen, kan hyporeisk utveksling føre til infiltrering av de fine sedimentene inn i substratsjiktet som ligger under overflaten. Dette kan føre til en pakking ("klogging") av elvebunnen hvor det dannes et tett lag som svekker den hydrologiske konnektiviteten mellom elva og grunnvann eller underjordisk vann under og ved siden av elveleiet.

Et typisk fenomen i elver med stein og grus på bunnen er dannelse av armeringslag, dvs. deponeringer hvor substratstørrelsen på bunnoverflaten er sortert til mer ensartet og grovere fordeling enn substratet ellers. Utviklingen deres er avhengig av strømningsregimet. Armeringslag oppstår naturlig (Houbrechts et al. 2012), men i mange tilfeller også på grunn av menneskelig påvirkning som for eksempel endring av flomstørrelser, flomfrekvens eller tilførsler av masser. Oppbrytningen av armerings-lag har blitt observert for flom med gjentakintervall av minst sju til ti år (Haschenburger and Wilcock 2003, Houbrechts et al. 2012). Dybden til det aktive laget (dvs. sjiktet som er omarbeidet) henger tett sammen med den relative strømningsenergien ("specific stream power") av flommen som kan flytte steiner (Haschenburger and Church 1998, Houbrechts et al. 2012).

Bunnens ruhet påvirker strømmingsegenskapene til overflatestrømmingen og fører til endringer av strømningsmotstand, bunn-nær turbulens og hastighetsfordelingen. Degradering av gyteområder for laksefisk er et typisk eksempel for biologiske effekter av substratendringer (Sternecker et al. 2014). Den dominerende substratstørrelsen er relatert til skjul for fisk som ble målt etter Finstad-metoden (Finstad et al. 2007). Skjul er negativt korrelert med finstoffandel der armeringslaget domineres av substrat med partikkeldiameter mindre enn 256 µm (Szabo-Meszaros 2015, Jocham 2010).

Følgende faktorer påvirker slik pakking eller tetting av hulrom (etter Schälchli 2002):

- 1) Konsentrasjon av suspendert materiale
- 2) intensitet av infiltrasjonen (hydraulisk gradient)
- 3) kornfordeling
- 4) vannføring (bunnskjærspenning)
- 5) vanntemperatur

Endringsspørsmål: I hvor stor grad er elvas substrat og fordeling av hulrom endret?

6.4.1 Forslag til klassifiseringssystem

Vi foreslår å bruke metodikk fra miljødesign-håndboka (Forseth og Harby 2013) for klassifisering av endringer i hyporeisk utveksling, skjul og hulrom, utviklet etter (Finstad et al. 2007). Endring i skjulklasse må da måles.

Tabell 21. Endring i skjulklasser etter Forseth og Harby (2013).

Status	Kode	Endring i skjulklasse
Naturlig		Ingen endring
Moderat endret		Endret en skjulklasse
Mye og svært mye endret		Endret to skjulklasser

6.4.2 Datakilder og måling

Skjulklassifisering og grad av hyporeisk utveksling gjøres etter miljødesignhåndboka (Forseth og Harby 2013). Tre målinger i økende avstand fra bredden gjøres i transekt. Innenfor dette måleområdet plasseres målepunktet tilfeldig ved å kaste ut en stålramme i elva. Ved hvert transekt blir det tatt et veipunkt på en GPS. Størrelsen på hulrommet som måles gis i tre kategorier. Gjennomsnittlig antall skjul for hver av de tre kategoriene beregnes for hvert transekt. Disse verdiene blir deretter summert opp for å gi en verdi for "vektet skjul":

$$\text{Vektet skjul} = S1 + S2 \times 2 + S3 \times 3$$

der S1 er skjul mindre enn 5 cm, S2 skjul i størrelsesklasse 5-10 cm og S3 er skjul større enn 10 cm.

I henhold til verdier for vektet skjul klassifiseres hvert segment til å ha lite (< 5), middels (5-10) eller mye skjul og høy grad av hyporeisk utveksling (> 10).

Referansetilstanden må baseres på tidligere målinger, observasjoner eller data som kan indikere noe om substrat og hulrom. Hvis dette ikke finnes, er det mulig å sannsynliggjøre referansetilstanden ved sammenligning med upåvirket delstrekning eller tilsvarende vannforekomster.

7 Hydrologiske forhold og endring i vannføring

Endringer i vannføring og hydrologiske forhold påvirker sterkt morfologiske prosesser og økologiske forhold både direkte og indirekte. Det er mulig å beregne en rekke hydrologiske indekser som har relevans både for morfologiske og økologiske forhold (Richter et al. 1996, Poff et al. 2010).

7.1 Total årlig vannføring

Tilgjengelig vann bestemmer grunnlaget for morfologiske og økologiske forhold i et elvesystem. Vannføring er nært knyttet til vanndekket areal, som bestemmer utstrekningen elva. Forholdet mellom vannføring og vanndekket areal er avhengig av utformingen av elveleiet. Elvestrekninger med netto fraført vann i det regulerte systemet opplever de største reduksjonene i vannføring. Områdene nedstrøms utløpet av kraftverk opplever ingen endringer i gjennomsnittlig årlig vannføring sammenlignet med før-tilstanden, med mindre det overføres betydelig med vann inn eller ut av vassdraget. Endringene som skal vurderes skal være basert på endringer i årlige median vannføring, avledet fra tidsserier av minst 10 års varighet før regulering og 10 år etter regulering.

Vannføring kan måles, og hydrologiske modeller kan beregne vannføring i bestemte vassdragsavsnitt. Vannføring før og etter regulering kan følgelig finnes så lenge målestasjoner finnes eller pålitelige inngangsdata for å sette opp en hydrologisk modell er tilgjengelig, det vil si klimadata og beskrivelse av nedbørfeltet og vassdragets karakteristika. Viktigheten av endring i vannføring, og indikasjon på klassegrenser fra "svært mye endret" til "naturlig" for å bestemme konsekvenser av vassdragsreguleringer på hydromorfologi og økosystem, er beskrevet i blant annet Forseth og Harby (2013), Enders et al. (2009) og Acreman and Ferguson (2009).

Endringsspørsmål: Hvor mye er årlig vannføring endret?

7.1.1 Forslag til klassifiseringssystem

Tabell 22. Endret total vannføring i forhold til en uregulert referanse.

Status	Kode	Endring i forhold til referanse
Naturlig		Liten økning ¹ til 15% reduksjon
Litt endret		15-30% reduksjon
Moderat endret		30-50% reduksjon
Mye endret		50-95% reduksjon
Svært mye endret		Mer enn 95% reduksjon

¹ Dersom total vannføring er betydelig økt, må det foretas en faglig vurdering om hvilken klasse som skal brukes.

Det gjeldende systemet for klassifisering i Sverige (Havs- och vattenmyndigheten 2015) har strengere grenser for skillet mellom god og moderat (15 % endring) og god og høy (5 % endring), mens de andre klassegrensene tilsvarer vårt forslag.

7.1.2 Datakilder og måling

Data finnes som hydrologiske tidsserier hos NVE eller regulanter, eventuelt egne beregninger ut fra målinger eller hydrologiske modeller. NVE og regulanter bruker også modellverktøy til å generere tidsserier av vannføring der målinger ikke finnes eller ikke er tilstrekkelige.

7.2 Endring i lavvannføring om vinteren og sommeren

Lavvannsperioder kan representere hydromorfologiske flaskehalser for det akvatiske økosystemet også i et uregulert vassdrag. En regulering kan både redusere og øke vannføringen og hyppigheten av slike episoder. I vassdrag som typisk har lave vintervannføringer, på grunn av frost og lavt vintertilsig, er det antatt at lavvannsperioder om vinteren representerer sterkere flaskehalser enn lavvannsperioder om sommeren. Dette vil være typisk for innlandsvassdrag og vassdrag dominert av avrenning fra høyereliggende områder. I vassdrag i varmere strøk (typisk kystnære lavlandsvassdrag i Sør- og Vest-Norge) uten særlig frost og snø kan lavvannsperioder om sommeren være mer alvorlige flaskehalser.

Lave vannføringer om vinteren vil redusere tilgjengelig habitat for biota, noe som kan være ytterligere forverret av forskjellige former for is. Lave vannføringer om vinteren kan også øke risikoen for tørrelegging og frysing av egg fra fisk og bunndyr, hvis gyting finner sted på områder som ikke er vanndekket vinterstid. Tilsvarende vil lave vannføringer om sommeren redusere tilgjengelig habitat, og gjøre fisk eksponert for predasjon fra for eksempel fugl. Begrensede vannvolum på varme sommerdager kan også gi høye vanntemperaturer og lave oksygenkonsentrasjoner.

Beregning av prosentvis endring i median ukemiddel vannføring om vinteren og sommeren er basert på målte eller modellerte vannføringsdata. 7-dagersperioden med den laveste median vannføring før og etter regulering må identifiseres for hvert år i de respektive tidsseriene, og prosentvis endring kan deretter beregnes. Dersom det er vanskelig å finne median ukemiddel vannføring kan det være et alternativ å bruke den såkalte Q95-verdien som erstatning. Q95 finnes som den vannføringen der vannføringen er høyere i 95 prosent av tiden.

Endringsspørsmål: Hvor mye er lavvannføring endret?

7.2.1 Forslag til klassifiseringssystem

Tabell 23. Endring i laveste 7-døgns median vannføring om vinteren etter regulering i forhold til referanse før regulering. Vinteren er definert som månedene fra oktober til mars.

Status	Kode	Endring i forhold til referanse
Naturlig		Liten økning ² til 5% reduksjon
Litt endret		5-10% reduksjon
Moderat endret		10-30% reduksjon
Mye endret		30-50% reduksjon
Svært mye endret		Mer enn 50% reduksjon

² Dersom laveste 7-døgns median vintervannføring er betydelig økt, må det foretas en faglig vurdering om hvilken klasse som skal brukes.

Tabell 24. Endring i laveste 7-døgns median vannføring om sommeren etter regulering i forhold til referanse før regulering. Sommeren er definert som månedene fra april til september.

Status	Kode	Endring i forhold til referanse
Naturlig		Liten økning ³ til 10% reduksjon
Litt endret		10-20% reduksjon
Moderat endret		20-40% reduksjon
Mye endret		40-60% reduksjon
Svært mye endret		Mer enn 60% reduksjon

³ Dersom laveste 7-døgns median sommervannføring er betydelig økt, må det foretas en faglig vurdering om hvilken klasse som skal brukes.

7.2.2 Datakilder og måling

Data finnes som hydrologiske tidsserier hos NVE eller regulanter, eventuelt egne beregninger ut fra målinger eller hydrologiske modeller. NVE og regulanter bruker også modellverktøy til å generere tidsserier av vannføring der målinger ikke finnes eller ikke er tilstrekkelige. Q95 kan genereres av Nevina (<https://www.nve.no/karttjenester/kartverktoy/nevina/>)

7.3 Endring i flomstørrelse og flomfrekvens

Vassdragsreguleringer endrer størrelse, frekvens og varighet av flommer. Den vanligste endringen er reduksjon eller bortfall av flommer som kan føre til forringelse av habitatkvalitet, både gjennom nedsiltning og armering og tilslamming av hulrom i bunnsubstratet som reduserer hyporeisk utvikling. Flommer virker som "forstyrrende" elementer ved å grave i substratet og derigjennom spyle ut finmateriale, gitt at flommene er tilstrekkelig store og elvebunnen ikke fullstendig armert. I hvor stor grad bunnforholdene er degradert, kan til en viss grad undersøkes gjennom habitatkartlegging. En hydrologisk analyse av flomhendelser før og etter regulering vil også gi data for å vurdere sannsynligheten for at reduksjoner i flomfrekvenser har redusert, eller i fremtiden kan redusere, langsiktig produksjon ved å redusere heterogeniteten i bunnsubstratet.

Forseth og Harby (2013) presenterer en tilnærming for å vurdere sannsynligheten for at endringer i størrelse og frekvens av flommer kan ha medført habitatdegradering. Denne metoden er imidlertid kvalitativ, noe som er en stor svakhet ved operativ bruk. Gjennom en litteraturstudie har vi fokusert på behovet for flom for å gjenopprette gode habitatbetingelser med hensyn til hydromorfologi, og har i mindre grad vært relatert til oversvømmelse av elvesletter, oppfylling av grunnvannsmagasin eller andre økologiske funksjoner relatert til flom.

Viktige referanser for definisjon av flomparametere og grenseverdier er Richards og Clifford (1991), Haschenburger (2003), Vericat et al. (2006), Richter et al. (2006), Houbrechts et al. (2012) og Forseth og Harby (2013).

Majoriteten av de studerte publikasjonene peker på en naturlig flom med gjentakintervall på omlag 10 år som den flomstørrelse som vil medføre en omfattende mobilisering av bunnsubstratet og utvasking av finstoff. 10-årsflommen vurderes derfor som en viktig flomstørrelse for gjenoppretting av habitat som sikrer gyting og skjul. Vi mener at også årsflommen bidrar til å redusere hvor raskt nedsilting og armering av substratet foregår, og har derfor valgt å inkludere også denne flomstørrelsen. Statistisk er det også en stor fordel at flommer med lavere gjentakintervall kan beregnes med større grad av sannsynlighet, som taler

for å inkludere denne flomstørrelsen. Utgangspunktet for beregning av gjentakintervall er tidsserier med vannføringsverdier, hvor sikkerheten i beregningene blir bedre jo lenger tidsperiode serien dekker.

En økning i flomfrekvens, for eksempel grunnet overføring av vann inn i vassdraget eller feilmanøvrering av magasin, vurderes som en negativ endring.

Endringsspørsmål: Hvor mye er årsflommen og 10-års flom endret?

7.3.1 Forslag til klassifiseringssystem

Det foreslåtte systemet for klassifisering av endringer av flomstørrelser baseres på en flomfrekvensanalyse av vannføringer før og etter påvirkning.

Tabell 25. Foreslått klassifiseringssystem for å beskrive endringer i flomfrekvens og flomstørrelse, basert på endringer av flom med 10-års gjentakintervall.

Status	Kode	Verdi
Naturlig eller litt endret		Ingen eller en begrenset endring i frekvens av 10-årsflommen (flom som statistisk opptrer hvert 10. år), dvs. at 10-årsflommen ikke opptrer sjeldnere enn hvert 15. år.
Moderat endret		En reduksjon i frekvens av 10-årsflommen (flom som statistisk opptrer hvert 10. år) slik at denne flommen statistisk opptrer med et gjentakintervall på 15-30 år.
Mye og svært mye endret		En reduksjon i frekvens av 10-årsflommen (flom som statistisk opptrer hvert 10. år) slik at denne flommen statistisk opptrer med et gjentakintervall sjeldnere enn 30 år.

Tabell 26. Foreslått klassifiseringssystem for å beskrive endringer i flomfrekvens og flomstørrelse, basert på endringer av flom med 2,33-års gjentakintervall.

Status	Kode	Verdi
Naturlig eller litt endret		Ingen eller en begrenset endring i frekvens av årsflommen (flom som statistisk opptrer hvert 2,33 år), dvs. at årsflommen ikke opptrer sjeldnere enn hvert 5. år.
Moderat endret		En reduksjon i frekvens av årsflommen (flom som statistisk opptrer hvert 2,33 år) slik at denne flommen statistisk opptrer med et gjentakintervall på 5-10 år.
Mye og svært mye endret		En reduksjon i frekvens av årsflommen (flom som statistisk opptrer hvert 2,33 år) slik at denne flommen statistisk opptrer med et gjentakintervall sjeldnere enn 10 år.

7.3.2 Datakilder og måling

Data finnes som hydrologiske tidsserier hos NVE eller regulanter, eventuelt egne beregninger ut fra målinger eller hydrologiske modeller. NVE og regulanter bruker også modellverktøy til å generere tidsserier av vannføring der målinger ikke finnes eller ikke er tilstrekkelige.

7.4 Korttidsendringer i vannføring og vannstand

I noen vassdrag, spesielt nedstrøms kraftverksutløp som effektkjøres, er det viktig å vurdere mulige endringer i vannføring og vannstand over korte tidsrom. Det er da behov for å gjøre vurderinger ut fra data med fin tidsoppløsning, for eksempel på 10 eller 15 minutters eller en times oppløsning.

Effektkjøring kan karakteriseres som å introdusere raskere og hyppige endringer i vannføring og vannstand enn hva som er naturlig forekommende i uregulerte elver eller i elver eksponert for tradisjonell, grunnlast vannkraftproduksjon. Variasjonene i vannføring vil være unike for hvert kraftverk og vassdrag, men vannføringer ved maksimal produksjon er normalt godt under årsflommen i vassdraget. Raske endringer i vannføring og vannstand kan også skje under planlagte eller ikke-planlagte endringer og stopp i drift av kraftverkene.

7.4.1 Vannføringsvariasjoner

Vannføringstallet uttrykker variasjoner i vannføring og beskriver forholdet i vannføring fra før vannføringen begynner å synke til vannføringen har stabilisert seg på et lavere nivå. Vannføringstallet er et dimensjonsløst tall, er et enkelt tall å beregne og refereres ofte til i internasjonal litteratur (oppsummert av Bakken et al. 2016). Data om vannføring kan innhentes fra målinger i elven, eller kan modelleres. Data for å vurdere raske variasjoner bør ha en tidsoppløsning på 1 time eller helst 15 minutter eller finere, og dekke en periode på minst ett år. Vannføringstallet kan beregnes med dataverktøyet COSH-Tool (Sauterleute and Charmasson 2014), eller andre lignende verktøy. 90-percentilen brukes i vurderingen av vannføringstallet, som er verdien som overskrides i kun 10 % av episodene med raske reduksjoner i vannføring.

Viktige referanser som beskriver den økologiske betydningen og effekten av raske og hyppige endringer i vannføring og grenseverdier er Bain (2007), Pfaundler et al. (2011), Baumann et al. (2012) og Bakken et al. (2016).

Tabell 27. Vannføringsendring definert som forholdet mellom høy og lav vannføring ved effektkjøring eller ved andre grunner til hurtige vannføringsendringer. Forholdstallet er dimensjonsløst.

Status	Kode	Forholdstall mellom høy og lav vannføring
Naturlig		<1.5
Litt endret		1.5-3
Moderat endret		3-5
Mye endret		5-10
Svært mye endret		>10

7.4.2 Endringer i vannstand

Senkningshastigheten er den hastigheten vannstanden synker i et gitt punkt i elva, og måles i cm/time. Nedsenkingshastigheten er en viktig faktor som påvirker risikoen for stranding av fisk, hvirvelløse dyr og andre arter. Det meste av forskningen knyttet til stranding har blitt utført på laksefisk, og har vist at yngre årsklasser av laksefisk er mer utsatt for stranding enn eldre. Senkningshastigheten beregnes fra starten av en hendelse, når vannet går ned, til 90% av reduksjonen i vannstanden er nådd. Beregningen skal baseres på data fra et sted som anses representativt for elva utsatt for de raske endringene i vannstand.

Senkningshastigheten vil variere veldig mye fra en type tverrsnitt til den neste, da tverrsnitt med skrånende elvebredder vil ha lavere senkningshastighet enn de brattere, for eksempel U-formede tverrsnitt. Bølgen som forplantes seg i vassdraget ved raske endringer i vannføring vil også typisk gi gradvis reduserte senkningshastigheter når den beveger seg nedover vassdraget nedstrøms utløpet av kraftverket. Det er derfor viktig å vurdere om senkningshastigheten bør beregnes i flere punkt, og analysere hver del av vannforekomsten for seg.

Hvis målinger av vannstand er tilgjengelige kan disse dataene brukes direkte. Hvis kun vannføringsdata er tilgjengelige, må en vannføringskurve etableres for å regne om fra vannføring til vannstand, eventuelt kan vannstandsverdier beregnes ved bruk av en hydraulisk modell.

Nye vannstandsdata kan framskaffes gjennom å installere billige og robuste trykkmålere. Når dataene i vannstand er tilgjengelige, kan hastigheten på vannstandsendingene (senkningene) beregnes med verktøy slik som for eksempel COSH-Tool. 90-percentilen brukes i vurderingen av vannstandsenkninger, som er den verdien som overskrides i kun 10% av episodene med raske reduksjoner i vannføring. Grunnlaget for beregningen er en tidsserie med vannstandsdata med fin tidsoppløsning, med tidssteg som fortrinnsvis ikke er lenger enn 15 minutter.

Den økologiske relevansen av vannstandsendinger og de foreslåtte klassegrenser er basert på studier publisert av Saltveit et al. (2001), Halleraker et al. (2003), Harby et al. (2004), og oppsummert i Bakken et al. (2016).

Tabell 28. Endringshastighet i cm per time.

Status	Kode	Endringshastighet [cm/time]
Naturlig		<5
Litt endret		5-13
Moderat endret		13-20
Mye endret		20-30
Svært mye endret		>30

7.4.3 Hurtige endringer i vanndekket areal

Hurtige endringer i vanndekket areal er et direkte uttrykk for elvas eroderende kapasitet og vassdragets hydromorfologiske integritet. Hurtige endringer i vanndekket areal er av åpenbare grunner også viktig for akvatisk biota. Endring i vanndekket areal beregnes utfra en oppmåling eller analyse av totalt vanndekket areal, for eksempel målt i m², fra situasjonen før vannføringen reduseres, og en tilsvarende oppmåling eller analyse av totalt vanndekket areal når vannføringen er lav. Den prosentvise endringen beregnes ut fra reduksjonen i vanndekket areal. Arealene som er vanndekket kan måles opp ved å angi vannlinjer på kart og deretter summere opp, ved hjelp av GPS eller fjernmålingsteknikker, eller beregnes på grunnlag av etablerte forhold mellom vannføring og vanndekket areal. En hydraulisk modell kan også være et nyttig verktøy for å beregne vanndekket areal.

Videre er hurtige endringer i vanndekket areal en viktig parameter for vurdering risiko og omfang av stranding av fisk og bunndyr, som kan lede til utarming av populasjoner. Det skal understrekes at både fisk og bunndyr kan overleve stranding, men dette avhenger av faktorer slik som tilgang på vann i substratet,

temperatur (frost) og predasjon. Hvorvidt stranding er en betydelig faktor for utvikling av en laksepopulasjon kan analyseres med et verktøy som for eksempel IBSalmon.

Den økologiske relevansen av endringer i vanndekket areal og de foreslåtte klassegrenser er basert på studier publisert av Hedger et al. (2013), Harby and Noack (2013) og Bakken et al. (2016).

Tabell 29. Endringer i prosent i vanndekket areal ved høy og lav vannføring ved effektkjøring eller ved andre grunner til hurtige vannføringsendringer.

Status	Kode	Endring i prosent [%]
Naturlig		<5
Litt endret		5-10
Moderat endret		10-20
Mye endret		20-30
Svært mye endret		>30

7.4.4 Datakilder og måling

Hydrologiske tidsserier ut fra målinger og/eller modell. Tidsseriene må være med fin tidsoppløsning, i det fleste tilfeller med oppløsning på 10-15 minutter eller kortere. Referansetilstanden er endringer i vannstand som ikke overstiger grensene for naturlig variasjon innen et døgn. Det er disse grensene som ligger til grunn for kategori "naturlig" i tabell 27-29.

8 Andre viktige forhold

Vi har vurdert en rekke andre forhold som vi i denne omgang ikke anbefaler tatt med i et klassifiseringssystem. Dette omfatter:

- Endring i vanntemperatur
- Kanalisering
- Død ved
- Begroing og levende vegetasjon
- Endring i isdekke og bunnisproduksjon
- Sinusitet (kanalisering, utretting)
- Lengde av elvebredde
- Bekker med kulverter, bekkelukking

De fire første av disse forholdene beskrives også i det følgende. Endringer i vanntemperatur er trolig en meget relevant indikator og vi har utviklet klassegrenser for vanntemperaturendringer. Det er imidlertid ofte vanskelig å finne data, vi har derfor ikke inkludert endringer i vanntemperatur i forslag til ny metode på dette tidspunkt.

Endring i vanntemperatur og endringer i isdekke og bunnisproduksjon er også fysisk-kjemiske kvalitetselementer i Vanddirektivet, mens begroing og levende vegetasjon er biologiske kvalitetselementer. Disse elementene har også en direkte hydromorfologisk funksjon, og kan derfor også vurderes inkludert i en hydromorfologisk indeks.

8.1 Endring i vanntemperatur

Den typiske effekten på vanntemperatur fra vannkraftregulering i tempererte til kalde områder er at sommertemperaturene blir lavere enn i en uregulert situasjon nedstrøms utløpet av kraftverket. Om vinteren er vanntemperaturen typisk høyere enn før reguleringen. Årsaken til dette er etablering av magasin og de endringer i vannføring og temperatur i det lagrede vannet, herunder temperatursjiktning i magasinet.

Vanntemperatur er i stor grad bestemmende for mange biologiske prosesser, slik som eggutvikling og vekst hos laksefisk. De definerte klassegrensene er basert på kunnskap om fisk og reduserte sommertemperaturer. Vekstsesongen er definert som perioden når vanntemperaturen er høyere enn 8 °C. Viktige referanse som dokumenterer betydningen vanntemperaturen har for utvikling av egg og vekst av laksefisk, som også danner grunnlag for foreslåtte klassegrenser er Jonsson and Jonsson (2009), Elliott and Elliott (2010), Hedger et al. (2013) og Bakken et al. (2016).

Ved lave vannføringer på varme sommerdager kan vanntemperaturene blir høyere enn ønskelig for biota og lede til svekkede bestander. Dette kan inntreffe på for eksempel elvestrekninger med minstevannføring eller kun resttilsig. Klassifiseringssystemet er designet for situasjoner hvor det er endringer i vanntemperatur innenfor normalt variasjonsområde og tar ikke høyde for situasjoner hvor temperaturen blir høyere enn toleransenivå hos fisk.

Vanntemperaturen kan måles, men vanntemperaturdata er tilgjengelig fra bare et begrenset antall elver. Enkelte hydrologiske og hydrauliske modeller kan benyttes til å beregne vanntemperaturer, når målte data

ikke er tilgjengelige. Siden vanntemperaturen i elver kan bli sterkt påvirket av vannet i oppstrøms magasin, er pålitelige data på vanntemperaturer fra oppstrøms magasin sentralt for å modellere vanntemperatur i nedstrøms elvestrekning. Når dataserier av vanntemperaturer før og etter regulering er tilgjengelige, kan endringene i gjennomsnittlige vanntemperaturer i vekstsesongen beregnes. Tabell 30 viser forslag til tre klasser med grenser for endringer i vanntemperatur.

Tabell 30. Gjennomsnittlig vanntemperaturendring om sommeren gitt i °C. Sommeren er definert som vekstsesongen, dvs. som den perioden vanntemperaturen naturlig ligger over 6°C.

Status	Kode	Temperaturendring
Naturlig		Mindre enn 1 °C endring
Moderat endret		Fra 1 til 3 °C senking
Mye og svært mye endret		Mer enn 3 °C senking

8.2 Kanalisering (utretting av elveløp)

Kanalisering er tiltak for å lede elven i fastsatte elveløp, ofte med erosjonssikring på sidene og i visse tilfeller kan bunnen være dekket av stein eller betong, slik at elven ikke kan grave (Rinaldi et al. 2016). I de tilfeller der elvebunnen er dekket av betong blir sediment fjernet og elven mister forbindelsen til grunnvann (Rinaldi et al. 2016). Elven blir ofte rettet ut i slike prosesser og dermed forkortet (Smith and Winkley, 1996; Wyzga 1996; Schmetterling et al. 2001; Glinska-Lewczuk and Burandt, 2011; Kuglerova et al. 2016; Habersack et al. 2016; Kiss et al. 2017). Dette fører til brattere helning og økt strømhastighet. I de tilfeller hvor elvebunnen ikke er steinsatt eller dekket av betong blir ofte elven smalere. Dette fører til økt bunnerosjon, og til at sedimenttransporten øker, noe som kan føre til grovere kornfordeling av bunnmaterialet (Smith and Winkley, 1996; Glinska-Lewczuk and Burandt, 2011; Kuglerova et al. 2016), og tap av kontakt med flomsletta (Wyzga 1996; Schmetterling et al. 2001; Habersack et al. 2016; Kiss et al. 2017). Flommene blir mer intense og kraftige siden flomslettene, der vannet ellers ville bremses opp, er mindre tilgjengelige (Wyzga 1996). Dette øker potensialet for ødeleggelser nedstrøms (Glinska-Lewczuk and Burandt, 2011). Det blir færre naturlige øyer og banker, og kontakten til sekundære kanaler reduseres (Reid and Church, 2015). I tillegg til endringer nedstrøms det påvirkede området vil denne typen morfologiske endringer ofte gradvis forflytte seg oppstrøms det opprinnelige problemområdet (Schmetterling et al. 2001). Nylig innskjæring ledsages gjerne av smale (2-6 m brede) flomsletter langs elva, i et nivå under den tidligere flomsletta (Kiss et al. 2017).

Kanalisering fører til homogenisering av elvas naturlige hydromorfologiske struktur, og til redusert natur- og biomangfold. Sammen med det biologiske mangfoldet avtar også økosystemfunksjonene (Kuglerova et al. 2016).

8.3 Død ved i elveløpet

Trestammer og annet trevirke er viktige fysiske komponenter i elver, som påvirker elvas sedimenttransport og lokale morfologi (Massé and Buffin-Bélanger, 2016; Rinaldi et al. 2016; Ruiz-Villanueva et al. 2016). Trestammer og annet trevirke forekommer naturlig i de fleste elver under tregrensen, blant annet som en effekt av jordskred og sideveis erosjon, som bidrar til at trær velter ut i elva. I elven fører trestammer og annet trevirke til heterogenitet ved å skape komplekse strømmønstre, og ved å fange og lagre sedimenter og partikulært organisk materiale (Reid and Church, 2015; Pilotto et al. 2016; Wohl and Scott, 2016; Ruiz-Villanueva and Stoffel, 2017). Trevirke i elven kan også føre til naturlige terskeldannelser som reduserer elvens gradient, dannelse av banker og etter hvert øyer midt i elvestrengen, samt dannelse av dammer oppstrøms klasene av døde trær og kvist (Ruiz-Villanueva and Stoffel, 2017). En opphopning av trevirke i

elven kan ved flom føre til økt erosjon eller økt mengde vann på flomslettene hvor partikulært organisk materiale avsettes. Dette kan initiere dannelsen av bl.a. dammer og sekundære kanaler (Massé and Buffin-Bélanger, 2016; Wohl and Scott, 2016). Fjernes trevirke fra elven vil elveleiet bli mer homogent (Reid and Church, 2015; Schmetterling et al. 2001). Elven vil kunne bli smalere, strømhastigheten kan øke, finsedimenter vil vaskes ut og bli grovere, noe som kan bidra til innskjæring og dermed redusert hydrologisk kontakt til flomslettene (Schmetterling et al. 2001; Wohl and Scott, 2016).

Økologisk sett fungerer tilførsler av trær som skjulested for mange organismer og skaper slik økt habitatkompleksitet (Reid and Church, 2015; Pilotto et al. 2016; Rinaldi et al. 2016; Ruiz-Villanueva and Stoffel, 2017). Dets medvirkning til en heterogen elv skaper grunnlag for høyere artsdiversitet samt flere nisjer for ulike organismer (Pilotto et al. 2016). Grus og annet sediment som fanges i opphopningen av trevirke skaper i tillegg gunstige forhold for gyting (Schmetterling et al. 2001; Wohl and Scott, 2016).

8.4 Begroing og vannplanter i elveløpet

Vannplanter samhandler med hydromorfologi på mange måter og kan til en viss grad betraktes som "biologiske ingeniører" (Janauer et al. 2013). De reduserer vertikal erosjon, stabiliserer bunnsstrukturer, fanger sediment og bremser vannhastigheten mens de øker elvedybden (Flynn and Chapra, 2014). Til gjengjeld lager vannføringen hydrodynamisk stress på vannplanter og forskjellige arter oppviser forskjellige toleransenivåer for bestemte vannhastigheter. Spesielt har flomfrekvensen stor kontroll på vekst og utbredelse av vannvegetasjon i elva (Wolter et al. 2015). Høy tetthet av vannplanter på et bestemt sted kan øke flomrisikoen (Raven et al. 1998). Ofte er mangfold i vannvegetasjon en indikator for erosjon og avsetningsprosesser i elva. Erosjon og deretter spyling av fine sedimenter resulterer i større substrat som kan forhindre rotfeste for vannplanter. På den annen side fører moderate avsetninger av fine sedimenter til bedre vekst av vegetasjon, mens stor avsetning av finstoff kan føre til eutrofiering og graving av vannplanter (Puijalon and Bornette 2013). Nærværet av mose på stein og av vannplanter og alger identifiseres i vanddirektivet som indikator på en viktig påvirkning, f.eks. fraført vann, tilstedeværelse av magasiner og vannkraftproduksjon, og kan være en indikator for hyppige lave vannføringer i lavlandet elvene (Water Framework Directive - UK Technical Advisory Group, 2014).

Vannplanter er ofte den viktigste primærprodusenten i elver og er dermed en viktig del av næringskjeden (Puijalon and Bornette, 2013). Akvatisk vegetasjon gir også habitatmangfold for bunndyr og fisk, særlig på steder hvor mangfoldet av elvestrukturer er dårlig (Flynn and Chapra, 2014). Vannplanter er også tilfluktssted for fisk og bunndyr mot predatorer, høy vannhastighet og raske fluktuasjoner i vannføring. Imidlertid kan overdreven vannvegetasjon være skadelig for gytehabitat og for noen rødlistearter (f. eks. elvemusling, Raven et al., 1998). Akvatisk vegetasjon betraktes som et biologisk kvalitetselement i vannforskriften, men i Norge kun brukt ved klassifisering av tilstand i innsjøer.

8.5 Endring i isdekke og bunnisproduksjon

Vassdragsreguleringer og den operative driften av vannkraftverk påvirker isdannelsen og isproduksjonen i elver. Den typiske effekten nedstrøms kraftverk er at elva vil oppleve mer ustabile isforhold og større områder uten isdekke. Større arealer uten is vil øke potensialet for produksjon av sarr og bunnis. Endringene i isforholdene kan utgjøre en stor endring i habitatforholdene for enkelte arter som laks og ørret, og kan redusere vinteroverlevelse hos disse.

Isdannelse og produksjon kan enklest måles ved hjelp av visuelle observasjoner på stedet, men bruk av fjernmåling, droner eller kameraer med time-lapsefunksjon kan også være muligheter for å registrere

endringer i isforholdene. Noen hydrauliske modellverktøy, slik som HEC-RAS og DHI Mike Ice, er i stand til å simulere isprosesser, men har så langt bare vært brukt i et begrenset antall elver i Norge. Isdekke kan kvantifiseres prosentvis ved å angi hvor stor andel av elveoverflaten som er dekket med is, eller ved å angi hvor mange dager i løpet av året elva er dekket av is. Bunnis beskrives kvantitativt på samme måte, enten som andel av elvebunnen dekket med bunnis eller dager hvor det er bunnis i elva.

Viktige referanser som dokumenter betydningen av isforholdene for det påvirkede, akvatiske økosystemet og grunnlag for klassegrenser er Finstad et al. (2010), Stickler et al. (2007), Linnansaari et al. (2008) og Huusko et al. (2007).

9 Utsagnskraft for økologiske forhold

Alle indikatorene som foreslås vurderes som viktige for å beskrive endringer i hydromorfologiske forhold og prosesser som trolig har betydning for økologiske forhold. Tabell 31 gir en indikasjon på hvor stor betydning indikatoren har for økologiske forhold og hvor godt denne betydningen er dokumentert.

Tabell 31. Utsagnskraft og grad av vitenskapelig dokumentasjon for de foreslåtte indikatorene.

	Tema	Indikator for endring	Styrke i relasjon til påvirkning av økologiske forhold	Grad av vitenskapelig dokumentasjon
Langs elva	Lateral konnektivitet	Løpemeter elv påvirket	Sterk	Høy
	Erosjonssikring, forbygning	Løpemeter elv påvirket	Sterk	Høy
	Kantsonevegetasjon	Løpemeter elv med høyere vegetasjon	Middels	Høy
	Innskjæring	Gjennomsnittlig senkning av elveløpet [m]	Middels	Middels
På tvers av elva	Barriere-effekt innen vannforekomsten	Barriereeffekt etter Sandlund et al.	Sterk	Høy
	Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten	Fragmenteringsgrad etter Sandlund et al.	Middels	Middels
	Oppstuvningseffekt innen vannforekomsten	Påvirket av oppstuvning fra barrierer	Sterk	Høy
	Fragmentering og barrierer oppstrøms	Reguleringsgrad	Middels	Lav
I elveleiet	Tilførsler og fjerning av masser	Løpemeter elv påvirket	Svak	Lav
	Strukturer i elveleiet	Løpemeter elv påvirket	Middels	Middels
	Elveklasser fra miljødesign	Endring i forhold til forventning	Sterk	Middels
	Substrat og hulrom	Endring i skjulklasse	Middels	Lav
Vannføring	Total vannføring	Endring i total vannføring	Sterk	Høy
	Lavvannføring sommer	Minste ukemiddel vannføring jun-sep	Middels	Middels
	Lavvannføring vinter	Minste ukemiddel vannføring nov-mar	Sterk	Middels
	Flomstørrelse årsflom	Endring av årsflommens gjentakintervall	Middels	Lav
	Flomstørrelse 10-års flom	Endring i frekvens på ti-års flom uregulert	Sterk	Middels
	Korttids vannføringsendring	Forholdstall mellom høy og lav vannføring	Middels	Lav
	Hastighet på korttids endring i vannstand	Senkningshastighet målt i cm/time	Sterk	Høy
	Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand	Endring i vanndecket areal	Middels	Middels

10 Vekting

Hver indikator for endring får en verdi i et fem- eller tredelt klassifiseringssystem. Innenfor hver av de fire hovedtemaene skal det være mulig å vekte sammen indikatorverdiene til en samlet verdi. Videre er det også mulig å vekte sammen indikatorene for de fire hovedtema til en hydromorfologisk verdi for endring. Et viktig prinsipp er at systemet for vekting av indikatorer og hovedtema må fungere når det er begrenset tilgang på data eller at enkelte hydromorfologiske indikatorer er ukjente. Det er videre behov for å prøve ut systemet for vekting i praksis, der både klassegrenser og vekting må ses i sammenheng.

10.1 A: På langs av elva

Tabell 32. Vekting av indikatorer for endringer på langs av elva

Tema	Indikator for endring	Klasser	Verdi	Vekt
Lateral konnektivitet	Løpometer elv påvirket	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	3
Erosjonssikring, forbygning	Løpometer elv påvirket	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	3
Kantsonevegetasjon	Løpometer elv med høyere vegetasjon	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	2
Innskjæring	Gjennomsnittlig senkning av elveløpet [m]	Naturlig/litt endret Moderat endret Mye/svært mye endret	5 3 1	2

Indikator A for endring på langs av elva: $A = \text{sum (Verdi} \cdot \text{vekt)} / \text{sum vekt}$

Dersom data mangler, utelates den aktuelle indikatoren og "sum vekt" blir da lavere.

Tabell 33. Samlet vekting og klassifisering av endringer på langs av elva

Verdi	Kode	Indikator A for "på langs av elva"
4,51 – 5,00		Naturlig
3,51 – 4,50		Litt endret
2,51 – 3,50		Moderat endret
1,51 – 2,50		Mye endret
1,00 – 1,50		Svært mye endret

10.2 B: På tvers av elva

Tabell 34. Vekting av indikatorer for endringer på tvers av elva

Tema	Indikator for endring	Klasser	Verdi	Vekt
Barriere-effekt innen vannforekomsten	Barriereeffekt etter Sandlund et al.	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	3
Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten	Fragmenteringsgrad etter Sandlund et al.	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	2
Oppstuvningseffekt innen vannforekomsten	Påvirket av oppstuvning fra barrierer	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	3
Fragmentering og barrierer oppstrøms	Reguleringsgrad	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	1

Indikator B for endring på tvers av elva $B = \text{sum (Verdi * vekt)} / \text{sum vekt}$

Dersom data mangler, utelates den aktuelle indikatoren og "sum vekt" blir da lavere.

Tabell 35. Samlet vekting og klassifisering av endringer på tvers av elva

Verdi	Kode	Indikator B for "på tvers av elva"
4,51 – 5,00		Naturlig
3,51 – 4,50		Litt endret
2,51 – 3,50		Moderat endret
1,51 – 2,50		Mye endret
1,00 – 1,50		Svært mye endret

10.3 C: I elveleiet

Tabell 36. Vekting av indikatorer for endringer i elveleiet.

Tema	Indikator for endring	Klasser	Verdi	Vekt
Tilførsler og fjerning av masser	Løpemeter elv påvirket	Naturlig	5	1
		Litt endret	4	
		Moderat endret	3	
		Mye endret	2	
		Svært mye endret	1	
Strukturer i elveleiet	Løpemeter elv påvirket	Naturlig	5	2
		Litt endret	4	
		Moderat endret	3	
		Mye endret	2	
		Svært mye endret	1	
Elveklasser fra miljødesign	Endring i forhold til forventning	Naturlig/litt endret	5	3
		Moderat endret	3	
		Mye/svært mye endret	1	
Substrat og hulrom	Endring i skjulklasse	Naturlig/litt endret	5	2
		Moderat endret	3	
		Mye/svært mye endret	1	

Indikator C for endring i elveleiet $C = \text{sum (Verdi * vekt)} / \text{sum vekt}$

Dersom data mangler, utelates den aktuelle indikatoren og "sum vekt" blir da lavere.

Tabell 37. Samlet vekting og klassifisering av endringer i elveleiet

Verdi	Kode	Indikator C for "i elveleiet"
4,51 – 5,00		Naturlig
3,51 – 4,50		Litt endret
2,51 – 3,50		Moderat endret
1,51 – 2,50		Mye endret
1,00 – 1,50		Svært mye endret

10.4 D: Vannføring

Dersom det ikke er korttidsendringer i vannføring ser man bort fra indikatorer for korttids endringer.

Tabell 38. Vekting av indikatorer for hydrologiske endringer.

Tema	Indikator for endring	Klasser	Verdi	Vekt
Total vannføring	Endring i total vannføring	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	3
Lavvannføring sommer	Minste ukemiddel vannføring jun-sep	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	2
Lavvannføring vinter	Minste ukemiddel vannføring nov-mar	Naturlig Litt endret Moderat endret Mye endret Svært mye endret	5 4 3 2 1	3
Flomstørrelse 1-års flom	Endring av årsflommens gjentakintervall	Naturlig/litt endret Moderat endret Mye/svært mye endret	5 3 1	1
Flomstørrelse 10-års flom	Endring i frekvens på ti-års flom uregulert	Naturlig/litt endret Moderat endret Mye/svært mye endret	5 3 1	3

Indikator D_1 for endring i vannføring $D_1 = \text{sum (Verdi * vekt)} / \text{sum vekt}$

Dersom data mangler, utelates den aktuelle indikatoren og "sum vekt" blir da lavere.

Tabell 39. Samlet vekting og klassifisering av endringer på langs av elva

Verdi	Kode	Indikator D_1 for vannføring
4,51 – 5,00		Naturlig
3,51 – 4,50		Litt endret
2,51 – 3,50		Moderat endret
1,51 – 2,50		Mye endret
1,00 – 1,50		Svært mye endret

Tabell 40. Vekting av indikatorer for korttids endringer i vannføring.

Tema	Indikator for endring	Klasser	Verdi	Vekt
Korttids vannføringsendring	Forholdstall mellom høy og lav vannføring	Naturlig	5	1
		Litt endret	4	
		Moderat endret	3	
		Mye endret	2	
		Svært mye endret	1	
Hastighet på korttids endring i vannstand	Senkningshastighet målt i cm/time	Naturlig	5	3
		Litt endret	4	
		Moderat endret	3	
		Mye endret	2	
		Svært mye endret	1	
Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand	Endring i vanddekket areal	Naturlig	5	2
		Litt endret	4	
		Moderat endret	3	
		Mye endret	2	
		Svært mye endret	1	

Indikator D_2 for endring i korttids vannføring $D_2 = \text{sum (Verdi * vekt)} / \text{sum vekt}$

Dersom data mangler, utelates den aktuelle indikatoren og "sum vekt" blir da lavere. Samlet indikator for "vannføring" blir da:

Tabell 41. Vekting av indikatorer for korttids endringer i vannføring.

Verdi	Kode	Indikator D_2 for korttids vannføring
4,51 – 5,00		Naturlig
3,51 – 4,50		Litt endret
2,51 – 3,50		Moderat endret
1,51 – 2,50		Mye endret
1,00 – 1,50		Svært mye endret

Dersom korttids vannføring er aktuelt, skal begge indikatorer for vannføring brukes videre.

10.5 Samlet vekting

Det er flere måter å vekte sammen indikatorene for de ulike forholdene. Vi anbefaler en vekting som gir indikatorene for morfologiske forhold (A, B og C) samlet lik vekt som indikatoren for hydrologiske forhold (D). Det er også mulig med andre kombinasjoner av de ulike tema, eventuelt å bruke "det verste styrer".

De tre indikatorene for alle morfologiske forhold (A, B og C) vektet likt med indikatoren for hydrologiske forhold (D_1). Samlet HyMo-indikator blir da $\text{HyMo} = [(A+B+C)/3 + D_1] * 0,5$

Dersom endringer i vannføring på korte tidsrom (effektkjøring og lignende) er aktuelt, blir samlet indikator for $\text{HyMo} = [(A+B+C)/3 + (D_1 * D_2/5)] * 1/2$

Gjennom utprøving bør også andre metoder for vekting vurderes, for eksempel en tredelt vekting som legger lik vekt på morfologi (A og C), konnektivitet (B) og hydrologi (D).

Det kan også være aktuelt å sammenligne det foreslåtte systemet med andre lands forvaltningssystemer, gjennomføre interkalibrering og andre justeringer som bør vurderes etter en viss utprøving.

Dersom det mangler data for en eller flere indikatorer eller for hele grupper, utelates både indikator og vekt i regnestykket. Dersom datapåliteligheten for enkelte indikatorer er lav, bør vektingen justeres (se kapittel 11).

11 Datagrunnlag og pålitelighet

For alle foreslåtte indikatorer i kapittel 5-8 er mulige datakilder angitt. Det kan være en utfordring å finne data for alle indikatorer vi foreslår. Det finnes databaser og tilgjengelige data for mange av indikatorene i alle norske vassdrag. Indikatorene skal måle endring i forhold til en referansetilstand. Referansetilstanden kan beskrives som tilstanden i vannforekomsten ved *fravær* av påvirkningen. Tabell 42 gir en oversikt over hvor data for dagens tilstand og referansetilstanden finnes.

Data fra ulike kilder vil naturligvis ha ulik pålitelighet, noe som også påvirker klassifisering og utsagnskraften i denne. Ved klassifisering bør det gjennomføres en vurdering av hvor pålitelige data man har. Dersom påliteligheten er lav for enkelte indikatorer, bør vektingen justeres slik at upålitelige indikatorverdier får lavere vekt enn foreslått i kapittel 10 (tabellene 32, 34, 36 og 38). Dette foreslås ved å angi pålitelighet på en tredelt skala:

- Sikkert datagrunnlag og sikker klassifisering
- Noe usikkert datagrunnlag og noe usikker klassifisering
- Usikkert datagrunnlag og svært usikker klassifisering

Vekten til indikator justeres så avhengig av påliteligheten etter følgende metode:

- Dersom påliteligheten i data er noe usikker reduseres vekten av indikatoren til 2/3 av opprinnelig vekt. En indikator med vekt 3 vil da få ny vekt 2.
- Dersom påliteligheten i data er usikker reduseres vekten av indikatoren til 1/3 av opprinnelig vekt. En indikator med vekt 3 vil da få ny vekt 1

Det er vanskelig å gi en generell regel for hva som kan regnes som pålitelige data. Det må derfor tas en vurdering i hvert enkelt tilfelle.

Tabell 42. Mulig datagrunnlag for indikatorer

	Tema	Indikator for endring	Datagrunnlag
Langs elva	Lateral konnektivitet (flomvern)	Løpemeter elv påvirket	NVE database. Referansetilstand er fravær av flomvern
	Erosjonssikring, forbygning	Løpemeter elv påvirket	NVE database. Referansetilstand er fravær av forbygning
	Kantsonevegetasjon	Løpemeter elv med høyere vegetasjon	Flyfoto, "Norge i Bilder". Referansetilstand er tilstedeværelse av trær
	Innskjæring	Gjennomsnittlig senkning av elveløpet	Feltemåling. Hoydedata.no Referansetilstand er ingen innskjæring
På tvers av elva	Barriere-effekt innen vannforekomsten	Barriereeffekt etter Sandlund et al. 2013	Flyfoto, "Norge i Bilder", Lidar. Referansetilstand er fravær av kunstige barrierer
	Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten	Fragmenteringsgrad etter Sandlund et al. 2013	Flyfoto, "Norge i Bilder", Lidar. Referansetilstand er fravær av kunstige barrierer
	Oppstuvningseffekt innen vannforekomsten	Påvirket av oppstuvning fra barrierer	Flyfoto, "Norge i Bilder", Lidar. Referansetilstand er fravær av kunstige barrierer
	Fragmentering og barrierer oppstrøms	Reguleringsgrad (magasinvolum/årlig tilsig)	NVE database. Referansetilstand er 0.
I elveleiet	Tilførsler og fjerning av masser	Løpemeter elv påvirket	Kommunale databaser. Referansetilstand er urørt elv
	Strukturer i elveleiet	Løpemeter elv påvirket	Flyfoto, "Norge i Bilder", Lidar. Referansetilstand er fravær av kunstige strukturer
	Elveklasser fra miljødesign	Endring i forhold til forventning på typisk vannføring (median)	Feltemålinger. Forenklet vurdering fra flyfoto mulig. Referansetilstand er alle elveklasser til stede
	Substrat og hulrom	Endring i skjulklasse	Feltemålinger
Vannføring	Total vannføring	Endring i total vannføring	Observasjoner og/eller modell
	Lavvannføring sommer	Minste ukemiddel vannføring juni-september	Observasjoner og/eller modell
	Lavvannføring vinter	Minste ukemiddel vannføring november-mars	Observasjoner og/eller modell
	Flomstørrelse årsflom	Endring av årsflom	Observasjoner og/eller modell
	Flomstørrelse 10-års flom	Endring i frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	Observasjoner og/eller modell
	Korttids vannføringsendring	Forholdstall mellom høy og lav vannføring	Observasjoner og/eller modell
	Hastighet på korttids endring i vannstand	Senkningshastighet	Observasjoner og/eller modell
	Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand	Endring i vanndekket areal	Observasjoner og/eller modell

12 Videre arbeid og framtidsutsikter

Metodene beskrevet i denne rapporten må prøves ut i flere vassdrag fortrinnsvis med en rekke ulike påvirkninger og der påvirkningen har ført til ulik grad av endringer. Etter utprøving kan det være behov både for å justere hvilke tema og hvilke indikatorer som skal inngå i et klassifiseringssystem. Videre vil det være behov for å evaluere og eventuelt justere klassegrenser og system for vekting. Når systemet er prøvd ut og justert, anbefaler vi å bruke metodene i videre arbeid med klassifisering og utarbeiding av vannplaner i henhold til Vannforskriften. Det vil også være viktig å interkalibrere metoden med andre land i Europa. Det er imidlertid viktig å vurdere en del forhold og indikatorer ut fra de norske klimatiske, hydrologiske, geomorfologiske og økologiske forhold som på en del områder skiller seg vesentlig fra andre europeiske land. Det er også grunn til å tro at et norsk system for hydromorfologisk klassifisering bør ta særlig hensyn til effekter av hydrologiske inngrep knyttet til regulering, som uten sammenligning er den viktigste hydromorfologiske påvirkningen her i landet - til dels i motsetning til andre Europeiske land.

I kapittel 11 er det foreslått en del kilder som kan brukes til å innhente data. Med økende regnekraft og en rivende utvikling innen fjernmåling og automatisert datainnsamling og databearbeiding, vil det trolig innen kort tid være mulig å samle inn relevante data på en helt ny måte enn tidligere. Det er også sannsynlig at det vil etableres gode databaser over slike data. Det vil trolig komme nye metoder og instrumenter både for målekampanjer og kontinuerlig overvåking. Bruk av laserscanner for å måle nøyaktig topografi (Milan et al. 2010) og kartlegging av habitatforhold ved lav vannføring (Bentley et al. 2016) er demonstrert. Bruk av grønn laser som også kan "se" gjennom vann er foreløpig kostbart, men ser ut til å gi veldig gode og nøyaktige data over topografi. Carbonneau and Piegay (2012) gir en god oversikt og mange eksempler på hvordan fjernmåling kan brukes for målinger i vassdrag.

13 Referanser

- Acreman, M.C. and Ferguson, A.J.D. 2009. Environmental flows and the European Water Framework. *Freshwater biology* **55**(1) <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02181.x>
- Aguiar, F.C., Ferandes, M. R. and Ferreira, M. T. 2011. Riparian vegetation metrics as tools for guiding ecological restoration in riverscapes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **402**(21):1-12.
- Amoros, C. and Bornette, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* **47**(4):761-776
- Anonymous 2001. European Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (OJ L 327, 22/12/2000, p. 1) as amended by European Parliament and Council Decision 2455/2001/EC (OJ L 331, 15/12/2001, p.1).
- Anonymous 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. Lovdata. Klima- og miljødepartementet.
- Anonymous 2011. Veileder 01:2011a Vannforskriften: Karakterisering og risikovurdering av vannforekomster. Direktoratgruppen for gjennomføring av vanndirektivet.
- Anonymous 2013. Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratgruppen for gjennomføring av vanndirektivet.
- Anonymous 2016. Friluftsliv — Natur som kilde til helse og livskvalitet. Meld. St. 18 (2015–2016).
- Asaro, G. and Paris, E. 2000. The effects induced by a new embankment at the confluence between two rivers: TELEMAC results compared with a physical model. *Hydrological Processes* **14**(13): 2345-2353.
- Bain, M.B. 2007. Hydropower Operations and Environmental Conservation: St. Marys River, Ontario and Michigan. Tech. Rep. International Lake Superior Board of Control, Canada and USA.
- Bakken, T.H., Forseth, T. og Harby, A. 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. ISBN: 978-82-426-2834-3.
- Ball, G. A. 2004. Quantifying the morphological effects of gravel extraction on the Motueka River. PhD thesis Lincoln University, New Zealand <https://hdl.handle.net/10182/4631>.
- Baumann, M., Kirchhofer, A., Schälchli, U. 2012. Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 126 S.
- Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A.D., Gurnell, A.M. and Mosselman, E. 2014. A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environ Earth Sci.* DOI 10.1007/s12665-014-3558-1.
- Beschta, R.L. and Ripple, W.J. 2012. The role of large predators in maintaining riparian plant communities and river morphology. *Spec Issue Zoogeomorphology Ecosyst Eng Proc* 42nd Binghamt Symp Geomorphol Held 21-23 Oct 2011 157–158:88–98.

- Bentley, S.G., England, J., Heritage, G., Reid, H., Mould, D. and Bithell, C. 2016. Long-reach Biotope Mapping: Deriving Low Flow Hydraulic Habitat from Aerial Imagery. *River Research & Applications* **32**:1597–1608.
- Boano, F., Harvey, A., Packman, A.I., Revelli, R., Ridolfi, L and, Wörman, A. 2014. Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Rev Geophys* **52**:603–679
- Bogen, J, Bønsnes, T. E., Moquet-Stenback, A., Xu, M. og Elster, M. C. 2016 Gudbrandsdalslågen - Sedimentkilder og sedimenttransport. NVE. Rapport nr 89-2016.
- Borsányi, P., Alfredsen, K., Harby, A., Ugedal, O. and Kraxner, C. 2004. A Meso-scale Habitat Classification Method for Production Modelling of Atlantic Salmon in Norwa. *Hydroécol. Appl.* (2004) Tome 14, pp. 119-138. DOI: 10.1051/hydro:2004008.
- Brierley, G.J. and Fryirs, K.A. 2005. *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Publishing.
- BS EN 14614. 2004. Water quality. Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers.
- Buffington, J.M. and Montgomery, D.R. 2013. Geomorphic Classification of Rivers. In: *Treatise Geomorphol.* Academic Press, San Diego, CA, pp 730–767.
- Bussettini, M., Kampa, E., Rinaldi, M., Magdaleno, F., Bromley, C. and van de Bund, W. 2018. Workshop on Methods for River Hydromorphological Assessment and Monitoring, 20-22 November 2017, Madrid. Part 2 – Summary report of workshop – Key conclusions and recommendations.
- Callow, J. N. and K. R. J. Smettem. 2007. Channel response to a new hydrological regime in southwestern Australia. *Geomorphology* **84(3-4)**: 254-276.
- Carbonneau, P.E. and Piegay, H. 2012. *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K. and Uribe, A.G.E. 2014. A cost-effective approach to predict dynamic variation of mesohabitats at the river scale in Norwegian systems. *International Journal of River Basin Management* **12**:145–159
- Church, M. 2006. Bed material transport and the morphology of alluvial channels. *Annu Rev Earth Planet Sci* **34**:325–354.
- Cowx, I. G., Welcomme, R. L. (Eds) 1998. *Restoration of rivers for fish*. Food and Agriculture Organization. ISBN 92-5-104018-4
- Elliott, J.M. and Elliott, J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*): predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* **77**:1793–1817.
- Enders, E.C., Scruton, D. and Clarke, K.D. 2009. The 'Natural flow paradigm' and Atlantic salmon – moving from concept to practice. *River Research & Applications* **25**:2–15 (2009). DOI: 10.1002/rra.1214
- Environment Agency. 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003 Version. <https://www.gov.uk/government/publications/river-habitat-survey-guidance-manual>.

- Feld, C. K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P., Friberg, N. 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research* Vol. 44. DOI 10.1016/B978-0-12-374794-5.00003-1
- Ferreira, J., Padua, J., Hughes, S. J., Cortes, R. M., Varandas, S., Holmes, N. and Raven, P. 2011. Adapting and adopting River Habitat Survey in Portugal: Problems and solutions of hydromorphological fluvial assessment in Portugal. *Limnetica* **30(2)**: 263-272.
- Finstad, A.G., Einum, S., Forseth, T. and Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* **52**:1710-1718.
- Finstad, A. G., Berg, O. K., Forseth, T., Ugedal, O. and Naesje, T. F. 2010. Adaptive winter survival strategies: defended energy levels in juvenile Atlantic salmon along a latitudinal gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **277**: 1113-1120. DOI: 10.1098/rspb.2009.1874.
- Flynn, K. F. and Chapra, S. C. 2014. Remote sensing of submerged aquatic vegetation in a shallow non-turbid river using an unmanned aerial vehicle. *Remote sensing* **6**:12815-12836.
- Forseth, T. og Harby, A. 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevasdrag. NINA Spesialrapport 53. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Fuller, M. R., Doyle, M. W. and Strayer, D. L. 2015. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* **1355**:31-51. doi:10.1111/nyas.12853
- Gallardo, B., García, M., Cabezas, Á. González, E., González, M., Ciancarelli, C. and Comín, F.A. 2008. Macroinvertebrate patterns along environmental gradients and hydrological connectivity within a regulated river-floodplain. *Aquatic Sciences* **70(3)**: 248-258.
- Glinska-Lewczuk, K. and P. Burandt. 2011. Effect of river straightening on the hydrochemical properties of floodplain lakes: Observations from the Lyna and Drweca Rivers, N Poland. *Ecological Engineering* **37(5)**:786-795.
- Gonzales del Tarago, M., Garcia de Jalon, D. 2006. Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* **25(1-2)**:389-402.
- Habersack, H., Hein, T., Stanica, A., Liska, I., Mair, R., Jäger, E., Hauer, C. and Bradley, C. 2016. Challenges of river basin management: Current status of, and prospects for, the River Danube from a river engineering perspective. *Science of the Total Environment* **543**: 828-845.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.-P., Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Application* **19**:589-603. doi: 10.1002/rra.752.
- Harby, A., Gosselin, M.-P., Dervo, B., Kile, M.R., Lindholm, M., Sundt, H. og Zinke, P. 2018. Metoder for kartlegging, karakterisering og klassifisering av hydromorfologi. En oversikt over internasjonale og norske aktuelle metoder. SINTEF-rapport 2018:00461.
- Harby, A., Gosselin, M.-P., Dervo, B., Kile, M.R., Lindholm, M., Sundt, H. og Zinke, P. 2017. Test av metoder for hydromorfologisk kartlegging i Lågen og Surna. SINTEF Notat.

- Harby, A. and Noack, M. 2013. Rapid flow fluctuations and impacts on fish and the aquatic ecosystem. I *Ecohydraulics: An Integrated Approach*. Maddock, I., Harby, A., Kemp, P. and Wood, P. (red.). Wiley-Blackwell.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J. V., Flodmark, L. E. W., Halleraker, J. H., Johansen, S. og Saltveit, S. J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver. Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. SINTEF-rapport TRA5932.
- Haschenburger, J.K. and Church, M. 1998. Bed material transport estimated from the virtual velocity of sediment. *Earth Surf Process Landf* **23**:791–808
- Haschenburger, J.K. and Wilcock, P.R. 2003. Partial transport in natural gravel bed channel. *Water Resources Research* **39**:1020.
- Havs- og vattenmyndigheten. 2015. Havs- og vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Konsoliderad elektronisk utgåva. Uppdaterad 2015-05-01.
- Hauer, F.R., Locke, H., Dreitz, V.J., Hebblewhite, M., Lowe, W.H., Muhlfeld, C.C., Nelson, C.R., Proctor, M.F. and Rood, S.B. 2016. Gravel-bed river floodplains are the ecological nexus of glaciated mountain landscapes. *Sci Adv* 2:e1600026.
- Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Forseth, T., Diserud, O.H., Ugedal, O. and Finstad, A.G. 2013. Modelling the complete life-cycle of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using a spatially explicit individual-based approach. *Ecological Modelling* **248**:119–129.
- Houbrechts, G., Van Campenhout, J., Levecq, Y., Hallot, E., Peeters, A. and Petit, F. 2012. Comparison of methods for quantifying active layer dynamics and bedload discharge in armoured gravel-bed rivers. *Earth Surf Process Landf* **37**:1501–1517
- Hudson, P. F., Middelkoop, H. and Stouthamer, E. 2008. Flood management along the Lower Mississippi and Rhine Rivers (The Netherlands) and the continuum of geomorphic adjustment. *Geomorphology* **101**(1-2):209-236.
- Huusko, A., Greenberg, L., Stickler, M., Linnansaari, T., Nykanen, M., Vehanen, T., Koljonen, S., Louhi, P. and Alfredsen, K. 2007. Life in the ice lane: a review of winter ecology of stream salmonids. *River Research and Applicatios* **23**:469-491.
- Hvidsten, N.A., Diserud, O.H., Jensen, A.J., Jensås, J.G, Johnson, B.O. and Ugedal, O.(2015. Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smolt production: a 27 year study in the River Orkla, Norway. *Journal of Fish Biology* **86**:92–104. doi:10.1111/jfb.12542
- Janaauer, G. A., Schmidt-Mumm, U., Reckendorfer, W. 2013. Ecohydraulics and Aquatic macrophytes: Assessing the relationship in river floodplains. In Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P. (Eds) *Ecohydraulics - an integrated Approach*. Wiley Blackwell.
- Jansson, R., Nilsson, C. and Renofält, B. 2000. Fragmentation of Riparian Floras in Rivers with Multiple Dams. *Ecology* **81**:899-903.
- Jocham, S. 2010. An approach to link shelter abundance and grain size distribution for the assessment of substrate quality for juvenile Atlantic salmon. Master Thesis, Universität Stuttgart, Germany.

- Jonsson, B. and Jonsson, N. 2016. Fecundity and water flow influence the dynamics of Atlantic salmon. *Ecology of Freshwater Fish* **2016**:1–6. DOI: 10.1111/eff.12294.
- Jonsson, B. and Jonsson, N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* **75**:2381–2447.
- Kampa, E. and Bussettini, M. 2018. River Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies – Report Draft 3. Part 1 – Summary of European country questionnaires.
- Kiss, T., Nagy, Z. and Balogh, M. 2017. Floodplain level development induced by human activity - case study in the lower Maros/Mures River, Romania and Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* **12(1)**:83-93.
- Kling, J. 2016. *Vattendrag Morfologi 0826*. Unpublished draft.
- Kondolf, G. M. 1997. Hungry waters: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environment Management* **21(4)**: 533-551.
- Kuglerova, L., Botková, K. and Jansson, R. 2016. Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology* **10(1)**. DOI: 10.1002/eco.1798
- Lindholm, M., Hessen, D.O., Mosepele, K. and Wolski, P. 2007 Food webs and energy fluxes on a seasonal floodplain: The influence of flooding size. *Wetlands* **24(2)**:775-784.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. and Cunjak, R.A. 2008. Does ice matter? Site fidelity and movements by Atlantic Salmon (*Salmo Salar* L.) parr during winter. *River Research and Application*. DOI: 10.1002/rra.1190.
- Marion, A., Nikora, V. and Puijalon, S. 2014. Aquatic interfaces: a hydrodynamic and ecological perspective. *Journal of Hydraulic Research* **52**:744–758.
- Massé, S. and Buffin-Bélanger, T. 2016. Understanding hydrogeomorphological dynamics and the distribution of large wood jams to promote sustainable river management strategies. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* **60**:505-518. doi:10.1111/cag.12283
- Milan, D.J., Heritage, G.L., Large, A.R.G. and Entwistle, N.S. 2010. Mapping hydraulic biotopes using terrestrial laser scan data of water surface properties. *Earth Surf Process Landf* **35**:918–931
- Montgomery, D.R. and Buffington, J.M. 1997. Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Geol Soc Am Bull* **109**:596–611.
- Nilsson et al. 2005; Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 15 Apr 2005: Vol. 308, Issue 5720, pp. 405-408 DOI: 10.1126/science.1107887
- Noss, R., Csuti, B. and Groom, M. J. 2006. Habitat fragmentation. Pp. 213–251 in M. J. Groom, G. K. Meffe and C. R. Carroll, eds. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B. and Volden, T. 1989. Overbank sediment: a representative sample medium for regional geochemical mapping. *Journal of Geochemical Exploration* **32**:257-277.

- Pfaundler, M., Dübendorfer, C., Zysset, A. 2011. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Hydrologie – Abflussregime Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* **1107**: 113p.
- Piegay, H., Cuaz, M., Javelle, E. and Mandier, P. 1998. Bank erosion management based on geomorphological, ecological and economic criteria on the Galaure river, France. *Regulated Rivers - Research & Management* **13(5)**: 433-448.
- Piegay, H., Darby, S.E., Mosselman, E. and Surian, N. 2005. A review of techniques available for delimiting the erodible river corridor: A sustainable approach to managing bank erosion. *River Research and Applications* **21(7)**: 773-789.
- Pilotto, F., Harvey, G.L., Wharton, G. and Pusch, M.T. 2016. Simple large wood structures promote hydromorphological heterogeneity and benthic macroinvertebrate diversity in low-gradient rivers. *Aquatic Sciences* **78(4)**: 755-766.
- Poff, N.L., Richter, B. D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O'Keeffe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R. and Warner, A. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* **55**:147–170.
- Preciso, E., Salemi, E. and Billi, P. 2012. Land use changes, torrent control works and sediment mining: effects on channel morphology and sediment flux, case study of the Reno River (Northern Italy). *Hydrological Processes* **26(8)**: 1134-1148.
- Puijalon, S., Bornette, G. 2013. Multi-scale macrophyte responses to Hydrodynamic stress and disturbances: adaptive strategies and biodiversity patterns. In Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood, P. (Eds) *Ecohydraulics - an integrated Approach*. Wiley Blackwell.
- Raven, P., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H., Everard, E. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater. Ecosystems* **8**: 477-499.
- Reid, D. and Church, M. 2015. Geomorphic and Ecological Consequences of Riprap Placement in River Systems. *Journal of the American Water Resources Association* **51(4)**: 1043-1059.
- Rheinhard, R., Brinson, M., Meyer, G., Miller, K. 2012. Integrating forest biomass and distance from channel to develop an indicator of riparian condition. *Ecological Indicators* **23**:46-55.
- Richards, K., and Clifford, N. 1991. Fluvial Geomorphology: Structured Beds in Gravelly Rivers. *Progress in Physical Geography* **15**:407–22.
- Richter, B.D., Warner, A.T., Meyer, J.L., Lutz, K. 2006. Collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research and Applications* **22**:297–318.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. and Braun, D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* **10**:1163–1174.
- Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F. and Bussetini, M. 2012. Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI). Version 1.1. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma. ISBN: 978-88-448-0487- 9, pp 85.

- Rinaldi, M., Wyżga, B., Surian, N. 2005. Sediment mining in alluvial channels Physical effects and management perspectives. *River Research and Applications* **21(7)**:805-828.
- Rosgen, D.L. 1994. A classification of natural rivers. *Catena* **22**:169–199.
- Ruiz-Villanueva, V. And Stoffel, M. 2017. Frederick J. Swanson's 1976-1979 papers on the effects of instream wood on fluvial processes and instream wood management. *Progress in Physical Geography* **41(1)**: 124-133.
- Ruiz-Villanueva, V., Piégay, H., Gurnell, A.M., Marston, R.A. and Stoffel, M. 2016. Recent advances quantifying the large wood dynamics in river basins: New methods and remaining challenges. *Reviews of Geophysics* **54(3)**: 611-652.
- Rumm, A., Foeckler, F., Deichner, O., Scholz, M. and Gerisch, M. 2016. Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. *Hydrobiologia* **771(1)**: 151-163.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V., Harby, A. 2001 Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropreaking. *Regulated Rivers: Research & Management*. **17**:609-622. doi: 10.1002/rrr.652
- Sandlund, O.T. 2013. Klassifiseringssystem for fisk – økologisk tilstand og miljøpåvirkninger i henhold til Vannforskriften. M22-2013M22-2013.
- Sauterleute, J.F. and Charmasson, J. 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropreaking. *Environmental Modelling & Software* **55**:266-278
- Schmetterling, D. A., Clancy, C.G. and Brandt, T. 2001. Effects of riprap bank reinforcement on stream salmonids in the western United States. *Fisheries* **26(7)**: 6-13.
- Schälchli, U. 2002. Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. EAWAG, Dübendorf.
- Schumm S. A. 1977. The Fluvial System. John Wiley & Sons, Chichester.
- Shields, F. D., Lizotte, R.E. Knight, S. S., Cooper, C.M. and Wilcox, D. 2010. The stream channel incision syndrome and water quality. *Ecological Engineering* **36(1)**:78-90.
- Smith, L. M. and Winkley, B.R. 1996. The response of the Lower Mississippi River to river engineering. *Engineering Geology* **45(1-4)**: 433-455.
- Sternecker, K., Denic, M. and Geist, J. 2014. Timing matters: species-specific interactions between spawning time, substrate quality, and recruitment success in three salmonid species. *Ecol Evol* **4**:2749–2758.
- Stickler, M., Alfredsen, K., Scruton, D. A., Pennell, C., Harby, A. and Okland, F. 2007. Midwinter activity and movement of Atlantic salmon parr during ice formation events in a Norwegian regulated river. *Hydrobiologia* **582**:81-89. DOI: 10.1007/s10750-006-0559-4.
- Szabo-Meszaros, M. 2015. Shelters for juvenile Atlantic salmon. Availability and prediction in rivers with and without hydropower regulation. Master Thesis, Budapest University of Technology and Economics.

- Van Looy, K., Honnay, O., Bossuyt, B. and Hermy, M. 2004. The effects of river embankment and forest fragmentation on the plant species richness and composition of floodplain forests in the Meuse Valley, Belgium. *Belgian Journal of Botany* **136**(2): 97-108.
- Vericat D, Batalla RJ, Garcia C. (2006). Breakup and reestablishment of the armour layer in a large gravel-bed river below dams: the lower Ebro. *Geomorphology* **76**: 122–136.
- Vogel, R.M. 2011. Hydromorphology. *Journal of water resources, planning and management*. **137** (2):147-149.
- Walseng, B., Hagmann, E., 1-lalvorsen, G. Et Sloreid, S. E. 1995. Krepssdyr og bunndyrfaunaen i en rensepark på Jæren med syv fangdarnmer. Oppdragsmelding 336, N1NA.
- Ward, J. V. 1989. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **8**(1):2-8.
- Water Framework Directive - UK Technical Advisory Group. 2014. UK-TAG River Assessment method- Ecological Indicators of severe water resource pressures. ISBN 978-1-906934-56-9
- Wiki Reform: http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Main_Page (accessed May 2017)
- Wishart, D., Warburton, J. and Bracken, L. 2008. Gravel extraction and planform change in a wandering gravel-bed river: The River Wear, Northern England. *Geomorphology* **94**:131-152.
- Wohl, E. and Scott, D.N. 2016. Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. *Earth Surface Processes and Landforms* **42**(1): 5-23.
- Wohl, E., Bledsoe, B.P., Jacobson, R.B., Poff, N.L., Rathburn, S.L., Walters, D.M. and Wilcox, A.C. .2015. The Natural Sediment Regime in Rivers: Broadening the Foundation for Ecosystem Management. *BioScience* **65**(4).
- Wolter, C., Lorenz, S., Scheunig, S., Lehmann, N., Schomaker, C., Nastase, A., Garcia de Jalon, D., Marzin, A., Lorenz, A., Krakova, M., Brabel, K. and Noble, R. 2013. Review on ecological response to hydromorphological degradation and restoration. Restoring rivers for effective catchment Management (REFORM) Deliverable 1.3
- Wyzga, B. 1996. Changes in the magnitude and transformation of flood waves subsequent to the channelization of the Raba River, Polish carpathians. *Earth Surface Processes and Landforms* **21**(8):749-763.
- Zinke, P., Lindholm, M., Dervo, B., Gosselin, M.-P., Harby, A., Kile, M.R., Kling, J., Sundt, H. 2018. Kartlegging av hydromorfologi i norske elver – erfaringer med ulike metoder i Surna og Gudbrandsdalslågen. *VANN* **2**:168-179.
- Østdahl, T., Taugbøl, T. og Dervo, B. 1998. Miljøeffekter av flomforebyggende tiltak - en litteraturstudie NVE. Hydra-rapport; Mi03.



Teknologi for et bedre samfunn

www.sintef.no