

2020:01246 - Åpen

# Rapport

## Hydromorfologisk klassifisering av elver og økologisk relevans - testing av metode

### Forfattere

Atle Harby, Tor Haakon Bakken, Bendik Torp Hansen, Markus Lindholm, Jon Museth, Lennart Hagen Schönfelder, Peggy Zinke



SINTEF Energi AS

Postadresse:  
Postboks 4761 Torgarden  
7465 Trondheim

Sentralbord: 45456000

energy.research@sintef.no

Foretaksregister:  
NO 939 350 675 MVA

# Rapport

## Hydromorfologisk klassifisering av elver og økologisk relevans - testing av metode

EMNEORD:  
Hydromorfologi  
Hydrologi  
Økologi  
Vannforskriften**VERSJON**  
1.0**DATO**  
2020-11-16**FORFATTER(E)**

Atle Harby, Tor Haakon Bakken, Bendik Torp Hansen, Markus Lindholm (NIVA), Jon Museth (NINA), Lennart Hagen Schönfelder, Peggy Zinke (NTNU)

**OPPDRAKSGIVER(E)**  
Miljødirektoratet**OPPDRAKSGIVERS REF.**  
Steinar Sandøy**PROSJEKTNR**  
502001813**ANTALL SIDER OG VEDLEGG:**  
82**SAMMENDRAG**

Denne rapporten beskriver utprøving av en foreslått metode for hydromorfologisk klassifisering av elver i utvalgte vannforekomster. Metoden inneholder bruk av 8 indikatorer for morfologi, 4 indikatorer for barrierer og 8 indikatorer for hydrologi. Utprøvingen har medført at metoden foreslås endret for to indikatorer, mens det er angitt en alternativ beregningsmetode for fire indikatorer. Bruk av en indikator er presisert, og det er endret vektning av samlet hydrologisk indikator dersom det er korttids endringer i vannføring. Rapporten beskriver hvordan indikatorer er funnet og hvordan de vektes sammen i en klassifisering. Hydromorfologisk tilstandsklassifisering er ment å støtte økologisk tilstandsklassifisering, og kan i mange tilfeller gi god informasjon om forventet økologisk tilstand. Det er meget sannsynlig at det er en rekke sammenhenger mellom årsak og virkning mellom hydromorfologi og økologi, men denne sammenhengen kan være vanskelig å påvise vitenskapelig. Rapporten diskuterer dette og viser eksempler på slike sammenhenger.

**UTARBEIDET AV**  
Atle Harby


SIGNATUR

**KONTROLLERT AV**  
Ingrid Vilberg

SIGNATUR

  
Ingrid K. Vilberg (Nov 20, 2020 14:52 GMT+1)**GODKJENT AV**  
Knut Samdal

SIGNATUR

  
Knut Samdal (Nov 20, 2020 16:02 GMT+1)**RAPPORTNR**  
2020:01246**ISBN**  
978-82-14-06443-8**GRADERING**  
Åpen**GRADERING DENNE SIDE**  
Åpen

# Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Innledning</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Hydrologiens innvirkning på økologi i elver</b> .....	<b>6</b>
2.1	Vassdragsreguleringer og endret hydrologisk regime .....	6
2.2	Utviklingen av hydrologiske indekser .....	8
2.3	Permanente endringer i vannføring.....	9
2.4	Korttidsvariasjoner.....	10
2.4.1	Vannføringsvariasjoner.....	10
2.4.2	Endringer i vannstand.....	11
2.4.3	Endringer i vanddekket areal.....	11
2.5	Størrelse og hyppighet av flommer .....	12
2.6	Vanntemperatur .....	12
2.7	Isforhold.....	13
<b>3</b>	<b>Koblinger mellom barrierer og fisk</b> .....	<b>14</b>
3.1	Hvorfor er fiskevandring et viktig tema?.....	14
3.2	Økologiske effekter av barrierer .....	15
3.3	Sluttkommentar og anbefalinger .....	18
<b>4</b>	<b>Hvordan morfologiske inngrep påvirker biota og livsmiljøet i elver</b> .....	<b>19</b>
4.1	Effekter av diker, flomverk og innskjæring på flomsletter som økosystem .....	19
4.2	Effekter av forbygning, plastring og fjerning av kantvegetasjon .....	21
<b>5</b>	<b>Hydrologisk klassifisering</b> .....	<b>23</b>
5.1	Indekser for endring.....	23
5.1.1	Reduksjon i total vannføring.....	23
5.1.2	Reduksjon i ukemiddel lavvannføring.....	23
5.1.3	Ny frekvens av uregulert flom .....	24
5.1.4	Effektkjøring.....	24
5.1.5	Datagrunnlag .....	25
5.2	Hydrologiske indekser i Glomma .....	26
5.2.1	Hydrologiske indekser Alvdal – Høyegga (002-1684-R).....	26
5.2.2	Hydrologiske indekser Høyegga – Atna (002-1686-R).....	27
5.3	Hydrologiske indekser i Nea.....	28
5.3.1	Gresslidammen til Bjørgamagasinet (123-284-R).....	28
5.3.2	Heggsettdammen til Selbusjøen (123-285-R).....	28

5.3.3	Vessingsjøen til Gresslidammen (123-282-R).....	28
5.4	Hydrologiske indekser i Surna.....	32
5.4.1	Hydrologiske indekser for Surna midtre del (112-162-R).....	33
5.4.2	Hydrologiske indekser for Surna nedre del (112-30-R).....	33
5.5	Hydrologiske indekser i Teigdalselvi.....	35
<b>6</b>	<b>Hydromorfologisk klassifisering av to vannforekomster i Fjellhamarelva.....</b>	<b>37</b>
6.1	Losbyelva.....	37
6.1.1	Prosesser på langs og på siden av elva.....	38
6.1.2	Andre indikatorer.....	39
6.1.3	Samlet klassifisering i Losbyelva.....	39
6.2	Fjellhamarelva/Sagelva.....	41
6.2.1	Prosesser på langs og på siden av elva.....	41
6.2.2	Barrierer.....	42
6.2.3	Samlet klassifisering i Fjellhamarelva.....	44
<b>7</b>	<b>Hydromorfologiske klassifisering av to vannforekomster i Glomma.....</b>	<b>46</b>
7.1	Glomma fra Høyegga til Atna (002-1686-R).....	46
7.1.1	Prosesser på langs og på siden av elva.....	47
7.1.2	Barrierer.....	48
7.1.3	I elveleiet (substrat, strømning).....	49
7.1.4	Sluttkommentar.....	49
7.2	Glomma fra Alvdal til Høyegga (002-1684-R).....	51
7.2.1	Prosesser på langs og på siden av elva.....	52
7.2.2	Barrierer.....	52
7.2.3	I elveleiet (substrat, strømning).....	53
7.2.4	Sluttkommentar.....	53
<b>8</b>	<b>Hydromorfologisk klassifisering av to vannforekomster i Surna.....</b>	<b>56</b>
8.1	Surna midtre del (112-162-R).....	56
8.1.1	Prosesser på langs og på siden av elva.....	56
8.1.2	Barrierer.....	57
8.1.3	I elveleiet.....	57
8.1.4	Sluttkommentar.....	57
8.2	Surna nedre del (112-30-R).....	58
8.2.1	Prosesser på langs og på siden av elva.....	58
8.2.2	Barrierer.....	58
8.2.3	I elveleiet.....	58
8.2.4	Sluttkommentar.....	59
<b>9</b>	<b>Hydromorfologiske klassifisering av en vannforekomst i Teigdalselvi.....</b>	<b>61</b>

9.1	Prosesser langs og på siden av elva .....	63
9.2	Barrierer .....	65
9.3	Påvirkninger i elveleiet.....	67
9.4	Vannføring.....	68
9.5	Kommentarer .....	70
9.6	Endelig klassifisering av Teigdalselvi.....	72
<b>10</b>	<b>Revidert forslag til metode .....</b>	<b>74</b>
10.1	Barriereeffekt.....	76
10.2	Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten .....	76
10.3	Fragmentering og barrierer oppstrøms .....	76
10.4	Vannføringsparametere.....	76
<b>11</b>	<b>Referanser.....</b>	<b>77</b>

## 1 Innledning

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. I et tidligere prosjektsamarbeid mellom SINTEF Energi, NINA, NIVA, NTNU og UNI Miljø (nå Norce), er det fremmet et forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver (se Harby m.fl. 2018). Metoden foreslår totalt 20 ulike indekser for endring av hydromorfologiske forhold som kan vektles sammen på ulike måter. Konklusjonen fra dette prosjektet var at metoden burde testes ut og eventuelt justeres. Denne rapporten beskriver testing i noen utvalgte vannforekomster. De utvalgte vannforekomstene er valgt ut i samarbeid med Miljødirektoratet og er vist i tabell 1.

Hydromorfologisk tilstandsklassifisering er ment å støtte økologisk tilstandsklassifisering, og kan i mange tilfeller gi god informasjon om forventet økologisk tilstand. Det er mange både direkte og indirekte sammenhenger mellom fysiske og biologiske forhold i et vassdrag, og det er derfor forventet at hydromorfologisk tilstandsklassifisering i mange tilfeller vil samsvare med økologisk tilstandsklassifisering. Det er imidlertid mange forhold som gjør at dette ikke alltid vil være tilfelle. Det er meget sannsynlig at det er en rekke sammenhenger mellom årsak og virkning mellom hydromorfologi og økologi, men denne sammenhengen kan være vanskelig å påvise vitenskapelig. Denne rapporten forsøker også å beskrive noen generelle koblinger mellom hydromorfologi og økologi, samt å vise noen eksempler på dette.

Tabell 1. Utvalgte vannforekomster for testing av metode

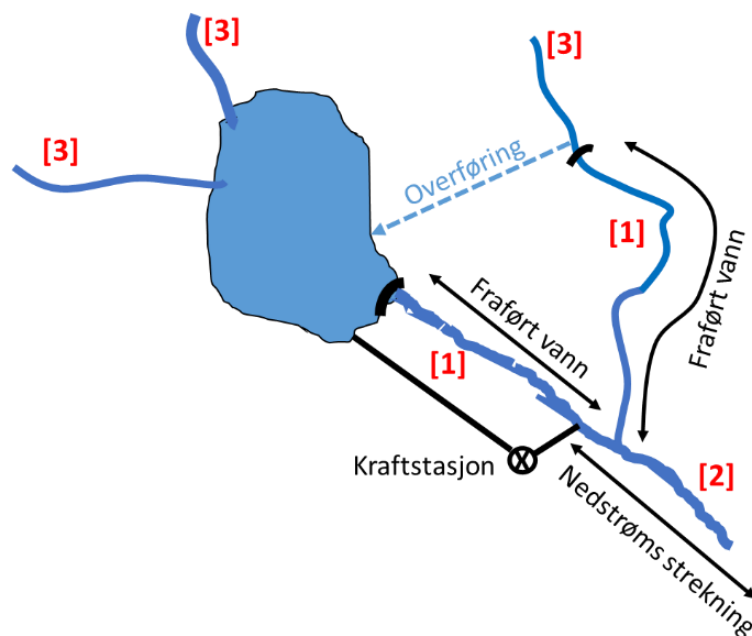
Vassdrag	Vannforekomst ID	Navn på vannforekomst
Fjellhamarelva/ Losbyelva	002-3455-R	Losbyelva
	002-3520-R	Fjellhamarelva - Sagelva
Glomma	002-1684-R	Glomma Alvdal - Høyegga
	002-1686-R	Glomma Høyegga - Atna
Nea/Nidelva	123-282-R	Nea fra Vessingsjøen til Gresslidammen ved Kistafoss
	123-282-R	Nea fra Vessingsjøen til Gresslidammen ved Aune
Surna	112-104-R	Surna øvre del
	112-162-R	Surna, midtre del
	112-30-R	Surna nedre del
Teigdalselvi	062-71-R	Teigdalselvi

Denne rapporten inneholder ingen beskrivelse av metoden eller referanser knyttet til metoden og de utvalgte indeksene. Vi henviser da til Harby m.fl. 2018.

## 2 Hydrologiens innvirkning på økologi i elver

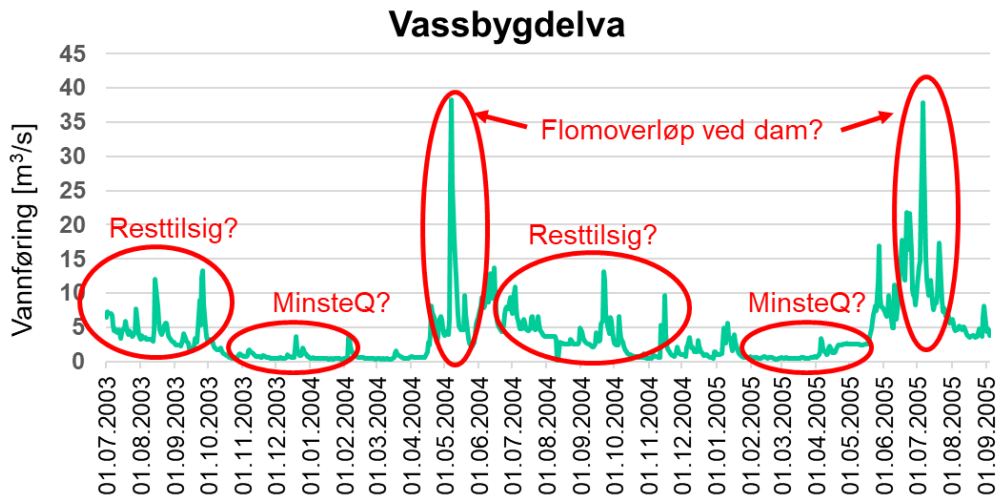
### 2.1 Vassdragsreguleringer og endret hydrologisk regime

En vannkraftregulering vil i mange tilfeller endre det naturlige hydrologiske regimet betydelig. Hvor store endringene er vil avhenge av magasin størrelse og disposisjonen av magasinet, antall og størrelsen på overføringer av vann og hvilke vannslipp regulanten er pålagt for å redusere ulempene. For å forstå de hydrologiske endringene er det derfor helt sentral å forstå selve reguleringen. Vannkraft er en teknologi som er tilpasset lokal topografi og hydrologisk regime og hvert anlegg er unikt utformet. Det kan derfor være utfordrende å generalisere de hydrologiske endringene en vannkraftregulering medfører. Det er midlertidig noen kjennetegn ved vannkraftanlegg som er egnet til å forklare "typiske" virkninger av reguleringsinngrep.



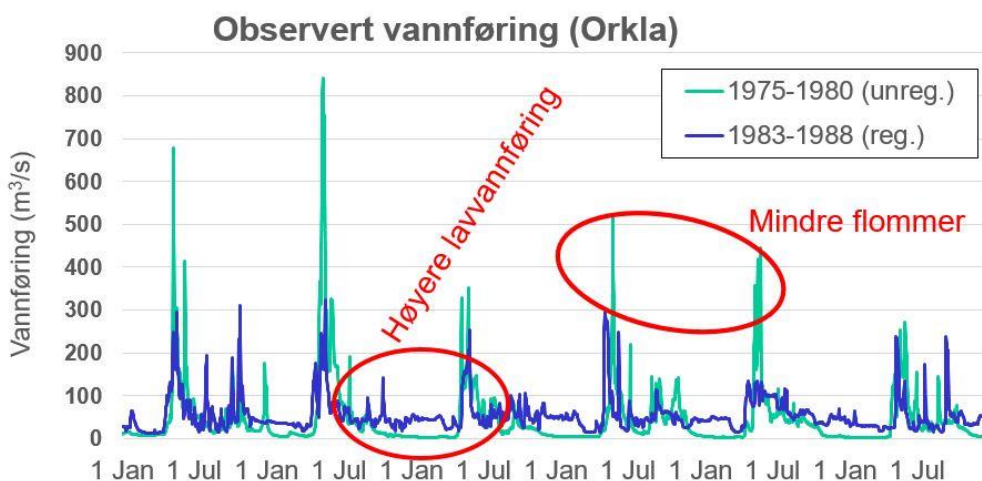
Figur 1. Figuren illustrerer en "typisk" vannkraftregulering med et magasin som lagrer vann over tid og overføring av vann fra et sidevassdrag til magasinet. Elvestrekninger merket [1] er strekninger med fraført vann og vil oppleve sterkt reduserte vannføringer. Elva nedstrøms utløpet av kraftverket [2] vil få en endret periodisering i vannføring, mens elvestrekningene merket [3] er hydrologisk påvirket av reguleringen.

Elvestrekninger med fraført vann ([1] i Figur 1) vil oppleve mer eller mindre permanente reduksjoner i vannføring, muligens bortsett fra perioder med flomtap fra dam eller bekkeinntak, eller i perioder hvor den uregulerte vannføringen ville ha vært veldig lav. Fraførte elvestrekninger kan være nærmest helt tørre, eller kan ha noe vann grunnet tilsig fra restfelt eller pålagte slipp av minstevannføring. Figur 2 viser et eksempel på et vannføringsregime fra en fraført elvestrekning i Aurland.



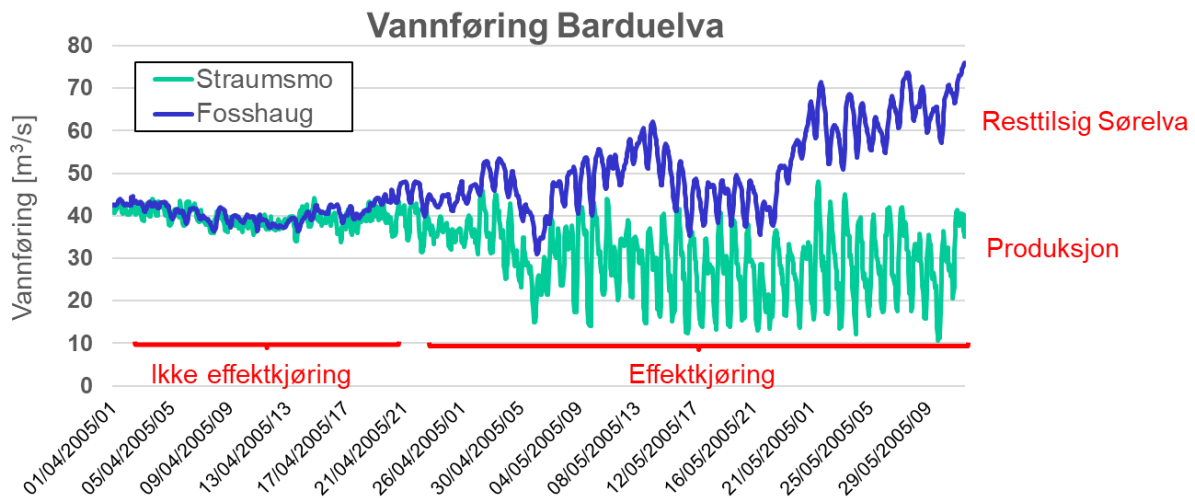
Figur 2. Vannføringsdata fra Vassbygdelva, Aurland, som er en elvestrekning med fraført vann. Teksten i figuren forklarer vannføringsmønstrene.

Nedstrøms utløpet av kraftverket ([3] på Figur 1) vil elva oppleve en endret periodisering i vannføring i forhold til uregulert tilstand. Nedstrøms vil den totale vannføringen over året ikke endres. Reguleringen og driften av kraftverket kan medføre både periodevise økte og reduserte vannføringer, sammenlignet med tilstanden før regulering. Det er imidlertid vanskelig å generalisere situasjonen da hydrologien varierer fra region til region, og kraftverk kan driftes ulikt. I Norge ser man imidlertid ofte at vannføringen om vinteren er høyere enn den naturlig ville ha vært, i hvert fall i innlandsvassdrag med liten naturlig avrenning vinterstid. To mulige vannføringsmønstre er vist i Figur 3 og Figur 4. Vannføringen i Figur 3 viser en reduksjon i de høye vannføringene som følge av flomdemping fra vannkraftmagasin, og økt lavvannføring som følge av produksjon fra lagret vann på vinteren. Vannføringsdataene i Figur 4 viser et tydelig mønster av effektkjøring, det vil si raske og hyppige endringer i vannføring, fra midten av april.



Figur 3. Figuren viser observert vannføring før og etter regulering ved Bjørset i Orkla. De totale vannvolumet er mer eller mindre uendret over året, men flommene er fraværende etter regulering og lavvannsføringen høyere.





Figur 4. Figuren viser Barduelva nedstrøms utløpet av Straumsmo kraftverk, en strekning som er eksponert for effektkjøring. Dataene fra Straumsmo er ved utløpet av kraftverket, mens Fosshaug ligger noen km lenger ned i elva, og nedstrøms samløpet med Sørrelva. Virkningene av effektkjøringen blir redusert i perioder med høy vannføring i Sørrelva.

## 2.2 Utviklingen av hydrologiske indekser

Richter et al. (1996) publiserte et pionerarbeid når det gjelder å systematisk beskrive endringene i hydrologi fra vassdragsreguleringer og forsøke å forstå dette i lys av en økologisk respons. Dette kan brukes både til å vurdere hvor store endringene i hydrologi er og til å identifisere effektive tiltak. Endringene i hydrologi ble beskrevet ut fra følgende karakteristika av vannføringsserier:

- Størrelsen på typiske vannføringer
- Tidspunkt for karakteristiske vannføringsstørrelser
- Hyppighet av flommer
- Varighet av bestemte vannføringsstørrelser
- Hastigheten på endringer i vannføring

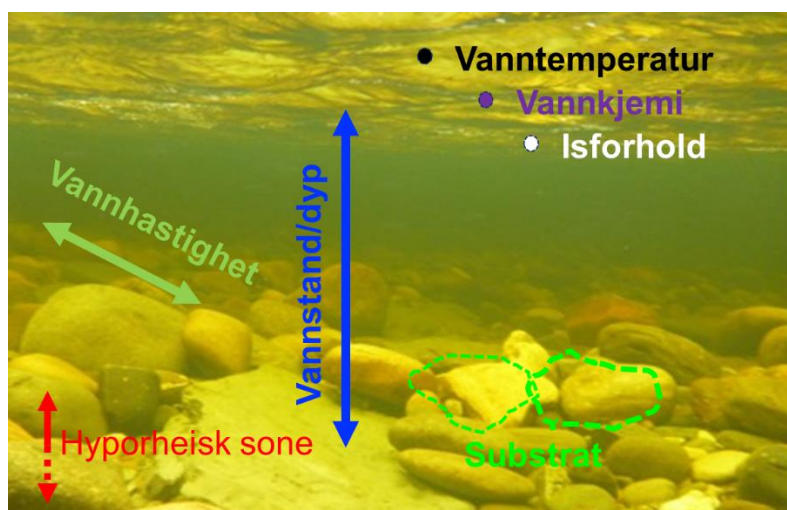
En kombinert analyse av disse forholdene vil kunne angi viktige karakteristika om vannføringsforholdene i den analyserte elva.

En rekke forskere innenfor hydrologi, hydraulikk og biologi har siden jobbet med å videreutvikle disse ideene, og følgende publikasjoner er hyppig referert i litteraturen og dermed vurdert av spesielt stor betydning; Poff et al. (1997), Poff et al. (2010). Fagområdet 'Ecohydraulics' har også sitt fundament i å forstå sammenhenger mellom hydrologiske og hydrauliske forhold i elver og hvilken betydning dette har for økologisk tilstand.

Endring i vannføring er veldig sentralt i analysering av sammenhengen mellom tilgjengelig vannmengde og økologisk respons. Vannføring er også den enkeltparameteren regulanten (kraftselskapene) primært forholder seg til i sin disponering av vann. Miljørestriksjonene i elver gitt av myndighetene er også som regel oppgitt i pålagte vannføringer i bestemte perioder av året.

For økosystem kan imidlertid andre hydrologiske og hydrauliske parametere relatert til vannføring være viktigere, som for eksempel vanddybde, vannhastighet og vanddekket areal. Vannkjemi, vanntemperatur

og isforhold er også sterkt relatert til vannføring. Likeså er utviklingen av substratforholdene over tid nært knyttet til størrelse, hyppighet og varighet av flommer og eventuelle endringer i disse.



Figur 5. Parametere som er viktige for å beskrive hvordan endring i hydrologi påvirker økosystemet i elver.

En rekke hydrologiske indekser er forsøkt anvendt for å beskrive sammenhenger mellom hydrologisk endring og økologisk respons, på engelsk omtalt som "Indicators for Hydrological Alterations" (IHA-indikatorer). Betydningen til enkelte IHA-indikatorer vil imidlertid variere sterkt basert på hvilket vassdrag som analyseres og hvilke arter som undersøkes, og de statistiske sammenhengene er dessverre sjelden så tydelig som man kunne ønske seg.

Det finnes mange verktøy for å beregne IHA-indeksler utfra vannføringsdata som er tilgjengelig i for eksempel MS Excel. IHA-analyser er også bygd inn i ferdige beregningsmodeller slik som for eksempel WEAP (Yates et al., 2005). For analyse av korttidsendringer i vannføringer og vannstand (effektkjøring) kan verktøyet COSH-Tool (Sauterleute & Charmasson, 2014) anvendes. SINTEF Energi er ansvarlig for utviklingen av denne beregningsmodellen.

### 2.3 Permanente endringer i vannføring

Vannlevende dyr og planter er helt avhengige av tilgang på vann og den ekstreme endringen en tørrlegging innebærer er åpenbart begrensende eller helt fatalt for økosystemet. Vannføring er nært knyttet til vanndekket areal, som bestemmer utstrekningen av de vanndekkede leveområdene i elva. Forholdet mellom vannføring og vanndekket areal er avhengig av utformingen av elveleiet. Elveavsnitt med brattere tverrprofiler langs elvebredden vil ha en mindre reduksjon i vanndekket areal enn tverrsnitt med slake elvebanker. Reduserte vannføringer endrer også hydrauliske parametere som vanndybde og vannhastighet, og kan derigjennom påvirke konkurranseforholdet mellom arter som foretrekker eller krever høye versus lave vannhastigheter og tilsvarende dybdeforhold.

Lavvannsperioder kan representere en hydrologisk flaskehals for det akvatiske økosystemet, både i regulerte og uregulerte elver. I vassdrag som typisk har lange lavvannsperioder vinterstid, det vil si vassdrag i områder med stabil vinter uten episoder med avsmelting eller regn, er det antatt at lavvannsperioder om

vinteren representerer en sterkere flaskehals enn lavvannsperioder om sommeren (Forseth & Harby, 2013). Dette vil være typisk for innlandsvassdrag og vassdrag dominert av avrenning fra høyereliggende områder. I kystområder med perioder med økt vannføring vinterstid og tørre somre antas sommeren å representere en sterkere flaskehals enn vinterperioden. Høye vanntemperaturer om sommeren kan i tillegg til lave vannføringer i seg selv være krevende for enkelte arter. Høye vanntemperaturer kan redusere oksygenivået i vannet og det er også større risiko for sykdomsutbrudd.

Lave vannføringer om vinteren kan også øke risikoen for tørrlegging og frysing av egg fra fisk og bunndyr, hvis gyting finner sted på områder som ikke er vanddekket vinterstid. Tilsvarende vil lave vannføringer om sommeren redusere tilgjengelig habitat, og gjøre fisk eksponert for predasjon fra for eksempel fugl.

Betydningen av endring i vannføring er beskrevet i blant annet Forseth & Harby (2013), Enders et al. (2009) og Acreman & Ferguson (2009). Studier i Norge (SINTEF, upublisert) ga en viss sammenheng mellom laveste ukemiddel og årsklassestyrke hos laks i vassdrag hvor tilgjengeligheten og kvaliteten av fiskedata tillot en statistisk analyse. En systematisk analyse av en rekke hydrologiske parametere og laksedata er blitt forsøkt gjennomført i et doktorgradsarbeid ved NTNU (Adeva-Bustos et al. 2019), men det viste seg vanskelig å finne tydelige sammenhenger, dels grunnet mangelfulle fiskedata å korrelere endring i hydrologien mot.

Betydningen av vanddekket areal er sentral i modellen IBSalmon (Hedger et al., 2013b.), en individ-basert modell som simulerer langtidsutviklingen av laksebestanden. Vanddekket areal beskriver tilgjengelige areal innenfor hvert vassdragssegment og de viktigste hydrologiske/hydrauliske inngangsverdier sammen med vanntemperatur. Modellen er derfor egnet til å vurdere hvordan reduserte vannføringer påvirker laksebestanden, og hvordan ulike slipp av minstevannføring endrer produksjonsarealer og derigjennom laksebestanden.

## 2.4 Korttidsvariasjoner

I vassdrag nedstrøms kraftverk som effektkjøres vil vannføring og vannstand variere både raskt og hyppig. Hvor dramatiske disse endringene vil være for livet i elva kan best beskrives gjennom et sett med avledede fysiske faktorer som beskriver bølgen av vann, samt artenes sårbarhet. Fysiske faktorer som er viktige er størrelsen på vannføringsendringen, hastigheten på endringen, hvor store arealer som blir tørrlagt, og hyppighet og tidspunkt for effektkjøringen. Bakken et al. (2016) utviklet et klassifiseringssystem som systematiserte dette som et verktøy for å kunne realisere 'miljømessig forsvarlig effektkjøring' og for å indentifisere de mest effektive tiltakene. Dette har også dannet utgangspunktet for det utvalget av hydrologiske faktorer som omhandler raske og hyppige endringer i vannføring som er inkludert det hydromorfologiske klassifiseringssystemet for elv. Klassifiseringssystemet foreslått i Bakken et al. (2016) representerer en aggregering av en rekke vitenskapelige publikasjoner om effektkjøring og forfatternes ekspertkunnskap, samt de vurderte artenes bestandsmessige sårbarhet. I tillegg er klassifiseringssystem inspirert av mer forvaltningsrettede publikasjoner, slik som Bain (2007), Pfaundler et al. (2011), Baumann et al. (2012).

### 2.4.1 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 maksimum en time, 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 primært mer forvaltningsrettede publikasjoner Bain (2007), Pfaundler et al. (2011), Baumann et al. (2012), Schmutz et al. (2014) og Bakken et al. (2016). Grunnen til dette er trolig at økosystemet i liten grad responderer direkte på vannføring, men heller avledede hydrologiske og hydrauliske variabler, slik som vannstand, vannhastighet og vanndekkede arealer. Samtidig er vannføring en veldig praktisk størrelse for fastsettelse av restriksjoner og et tall også kraftprodusentene relaterer sin drift til. Derfor er trolig begrensninger på "vannføringstallet" (forholdet mellom høy og lav vannføring) den vanligste restriksjonen vi kan finne i internasjonal litteratur.

### 2.4.2 Endringer i vannstand

Senkingshastigheten 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, virvelløse 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. Senkingshastigheten 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.

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

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 ved å installere billige og robuste trykkmålere. Når dataene for vannstand er tilgjengelige, kan hastigheten på vannstandsendingene (senkningene) beregnes med verktøy slik som for eksempel COSH-Tool. 90-percentilen brukes i vurderingen av vannstandsendinger, 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).

### 2.4.3 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 m<sup>2</sup>, fra situasjonen før vannføringen reduseres, og en tilsvarende oppmåling eller

analyse av totalt vanddekket areal når vannføringen er lav. Den prosentvise endringen beregnes ut fra reduksjonen i vanddekket areal. Arealene som er vanddekket 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 vanddekket areal. En hydraulisk modell kan også være et nyttig verktøy for å beregne vanddekket areal.

Videre er hurtige endringer i vanddekket areal en viktig parameter for vurdering av 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 (Hedger et al., (2013b)). Den økologiske relevansen av endringer i vanddekket areal og de foreslåtte klassegrenser er basert på studier publisert av Hedger et al. (2013b), Harby & Noack (2013) og Bakken et al. (2016).

I tillegg til disse beskrevne parameterne direkte koblet til endring i vannføring, vil også hyppigheten av endringene, tidspunkt endringene foregår (dag – natt, sesong) og regulariteten påvirke hvor dramatisk konsekvensen vil bli for det økosystemet eksponert for effektkjøring (Schmutz et al., 2014; Puffer et al., 2015; Bakken et al., 2016).

## 2.5 Størrelse og hyppighet av flommer

Vassdragsreguleringer endrer størrelse, frekvens og varighet av flommer, både i elvene med fraført vann og nedstrøms utløpet av kraftverket (se figur 1-4). Reduksjon eller bortfall av flommer kan føre til forringelse av habitatkvalitet, både gjennom nedsilting og armering og tilslamming av hulrom i bunnssubstratet som reduserer skjulmuligheter i den hyporeiske sone og reduserer utvekslingen av vann og stoffer mellom elva og det tilstøtende grunnvannet. 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. Flommer bidrar også til å revitalisere økosystemene langs elva og ved siden av elva og våtmarker i tilknytning til vassdraget kan miste sine jevnlike oversvømmelser ved regulering. En hydrologisk analyse av flomhendelser før og etter regulering vil angi hvordan en regulering av påvirket størrelse og hyppighet av flommer, men krever gjerne minste 30 år med gode data.

Richards og Clifford (1991), Haschenburger (2003), Vericat et al. (2006), Richter et al. (2006) og Houbrechts et al. (2012) er alle publiserte studier som sier noe om hvor hyppig en flom av en viss størrelse må opptre for å mobilisere et helt eller delvis armert substrat som følge av bortfall av flommer. Majoriteten av de studerte publikasjonene peker på at en naturlig flom med gjentaksintervall på om lag 10 år vil medføre en omfattende mobilisering av bunnssubstratet og utvasking av finstoff. 10-årsflommen vurderes derfor som en viktig flomstørrelse for gjenoppretting av habitat som sikrer gyting og skjul. Det understrekes at de fleste av de nevnte studiene hydrologisk og morfologisk ligner mer på lavlandsvassdragene i Norge, ikke nødvendigvis representerer typiske laksevassdrag som er brattere og har grovere substrat.

## 2.6 Vanntemperatur

En vannkraftregulering kan påvirke temperaturforholdene i berørte elver betydelig og henger sammen med hvordan vannføringen endres (Figur 1-4). Vanntemperaturen nedstrøms utløpet av kraftverket er også i stor grad bestemt av temperaturen i det magasin vannet det tappes fra. Ettersom vann har en veldig høy spesifikk varmekapasitet vil oppvarming/nedkjøling av vann gå sakte, slik at en 'kald elv' kan beholde sin

kalde karakter over lange strekninger. Kunnskapen om sammenhenger mellom vanntemperaturen og laksefisk er ganske god, og vanntemperaturen virker inn på de fleste livsstadier, fra utvikling av egg til vekstrater hos ungfisk og smoltifisering.

Viktige referanser som dokumenterer betydningen vanntemperaturen har for utvikling av egg og vekst av laksefisk er Jensen (1990), Jonsson & Jonsson (2010), Elliott & Elliott (2010), Hedger et al. (2013a) og Bakken et al. (2016). Vanntemperatur er viktig inngangsdata i IBSalmon som kan beregne laksens populasjonsutvikling over flere generasjoner (Hedger et al., 2013b). Disse publikasjonene danner også grunnlaget for foreslåtte klassegrenser for endring i vanntemperatur, inkludert i Harby et al. (2018).

Ved lave vannføringer på varme sommerdager kan vanntemperaturene bli høyere enn ønskelig for biota. Dette kan inntreffe på for eksempel elvestrekninger med minstevannføring eller kun resttilsig og oppvarmingen av begrensede vannvolum kan bli betydelig. Høye temperaturer kan medføre lave oksygenkonsentrasjoner og større risiko for sykdomsutbrudd og lede til svekkede bestander eller fiskedød.

## 2.7 Isforhold

Vassdragsreguleringer og den operative driften av vannkraftverk påvirker isdannelsen og isproduksjonen i elver. Dette kan representere en vesentlig habitatendring og redusere vinteroverlevelse hos fisk og andre vannlevende organismer (Heggenes et al., 2017). Den typiske effekten nedstrøms kraftverk er at elva vil oppleve mer ustabile isforhold og større områder uten isdekke. Større arealer uten is vil samtidig øke potensialet for produksjon av sarr og bunnis. Overvintrende laksefisk forbrenner fettreserver for å overleve vinteren, og når fettlagrene tømmes må fisken bli aktiv for å finne mat og fisk med lite fett mot slutten av vinteren kan forsvinne fra bestanden (Finstad et al., 2010). Dette kan trolig skyldes både direkte dødelighet på grunn av tomme energilagre og økt predasjon når fisken tvinges ut av skjul (Heggenes & Dokk 2001). Det er vist at bortfall av isdekke kan øke energiforbruket (metabolismen) hos laks fra bestander i nordlige elver som naturlig har solid isdekke om vinteren, men at effekten avtar dess lengre sør og jo mindre is det naturlig er om vinteren (Finstad et al., 2010). Stickler et al. (2008) og Linnansaari et al. (2008) viser at i vassdrag med god tilgang til skjul i substratet er betydning av isdekke mindre.

### 3 Koblinger mellom barrierer og fisk

Habitatfragmentering er en av de viktigste årsakene til tap av biologisk mangfold i verden. Ulike former for barrierer er en viktig bestanddel i et nytt forslag til metode for klassifisering av hydrologisk og morfologisk tilstand i Norge (Harby m.fl. 2018). Etablering av barrierer med påfølgende fragmentering kan i tillegg ha store og synlige økologiske konsekvenser i elvesystemer. Dette skyldes den lineære strukturen til elver, og etableringen av en vandringsbarriere kan helt eller delvis hindre fiskens tilgang til arealer som ligger oppstrøms (Nilsson mfl. 2005, Noss mfl. 2006, Fuller mfl. 2015). De økologiske konsekvensene av slike barrierer på arter som f.eks. vandrer opp fra havet (f.eks. anadrome laksefisk) eller innsjøer (f.eks. ørret/storørret) for å gyte på rennende vann i elvene er derfor åpenbare. Det er derfor ikke overraskende at etablering og forbedring av fiskepassasjer tilknyttet barrierer, og i økende grad også fjerning av barrierer, er identifisert som viktige virkemidler i arbeidet med å reetablere den økologiske forbindelsen og derved forbedre eller restaurere levestandardene for vandrende fiskearter. Det skal sies at de fleste eksemplene på fjerning av dammer i litteraturen dreier seg om utrangerte og usikre dammer og uttrykket «dam removal» eller «undamming» brukes også ofte når barrierene som fjernes minner mer om terskler enn store demninger, men det blir stadig flere eksempler på at også økonomisk viktige dammer fjernes for å bedre den økologiske tilstanden i elvemiljøer (Magillan m.fl. 2016, Bellmore m.fl. 2017, Foley m.fl. 2017, Major m.fl. 2017). I Norge har arbeidet med EUs vannrammedirektiv gjennom vannforskriften ført til økt erkjennelse av at forbedring av vandringsmuligheter forbi menneskeskapte barrierer er nødvendig for å oppnå god eller bedre økologisk tilstand i vannforekomster som i dag ikke har tilfredsstillende miljømålet. Det har bl.a. nylig blitt utarbeidet en rapport om «Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk». I tillegg til å gi en kunnskapsoppsummering anbefaler denne rapporten helt konkrete tiltak for å forbedre toveis fiskepassasjer forbi kraftverk (Fjeldstad m.fl. 2018). Det er i tillegg viktig å fokusere på barriereeffekten av mindre inngrep som kulverter, terskler og utrangerte damanlegg.

#### 3.1 Hvorfor er fiskevandring et viktig tema?

Fiskevandring kan defineres som regulære forflytninger av fisk mellom geografiske atskilte områder som omfatter en vesentlig del av totalpopulasjonen. Formålet med vandring er ofte knyttet til optimalisering av (Nikolsky 1963):

1. Reproduksjon
2. Ernæring og oppvekst og/eller
3. Overvintring skjul

Det er derfor vanlig å skille mellom tre hovedtyper av vandring: Gyte-, nærings-, og overvintringsvandring (Harden Jones 1968). Virkeligheten kan imidlertid være noe mer komplisert. Dette gjelder f.eks. partielle vandringsystem slik vi finner i store innlandselver, der f.eks. harr- og ørretbestandene kan bestå av både relativt stasjonære og langtvandrende individer. Her kan vandring omfatte både drift av yngel (f.eks. harr), nedstrøms forflytning av ungfisk fra gyteområder (f.eks. ørret) og oppstrøms vandring av både ungfisk og gytefisk gjennom hele den isfrie sesongen (begge arter) (van Leeuwen m.fl. 2016, 2017). I slike systemer er det viktig at vandring betraktes i et livsløpsperspektiv og ikke begrenses til kun å omfatte sesongmessige vandring, f.eks. gytevandring. Uansett kan vi betrakte fiskevandring som viktige tilpasninger som gjør det mulig at fisk kan utnytte ulike habitater for å optimalisere overlevelse, individuell tilvekst og reproduksjon gjennom livet. Det er derfor faglig enighet om

at menneskelige inngrep som reduserer eller hindrer fiskevandring vil redusere individuell fitness og derved på sikt føre til reduserte populasjoner (Nikolsky 1963, Harden Jones 1968, Gross 1987).

I tillegg til vandring, er det to konsept som er viktig for forståelsen av hvordan menneskeskapte barrierer påvirker fiskebestander:

1. *Fragmentering*, som er en dynamisk prosess som forårsaker endringer i fordelingen og kvaliteten til ulike habitattyper over tid, og som kan inkludere a) habitat-tap, b) reduksjon i habitatkvalitet og c) isolering av habitat (Webb & Haskins 1980, Saunders mfl. 1993).
2. *Konnektivitet*, som beskriver den økologiske forbindelsen mellom ulike habitater. Her er det viktig å påpeke at det kan være forskjeller mellom ulike arter og livsstadier i hvordan det fysiske landskapet oppleves: Et menneskeskapt vandringshinder kan f.eks. passeres av en fiskeart, men være en fullstendig barriere for andre (Saunders mfl. 1993, Taylor mfl. 1993)

### 3.2 Økologiske effekter av barrierer

De økologiske effektene av barrierer på fiskebestander kan i mange tilfeller være åpenbare. Eksempler på dette kan være hvis det etableres et menneskeskapt vandringshinder i ei elv som er gyteområde for fiskearter som er avhengig av å vandre opp i elv fra innsjø eller havområder for å gyte i rennende vann. Hvis en slik vandringsbarriere er plassert nedstrøms gyteområdene i elva vil dette føre til at fiskebestanden(e) i denne elva vil dø ut. I tilfeller med fullstendige barrierer som fullstendig blokkerer eller begrenser tilgangen til livsviktige gyteområder vil indeksen for barriereeffekt utarbeidet av Sandlund m.fl. (2013) gi en god beskrivelse av de forventede økologiske konsekvensene:

$$\text{Barriereeffekt (BE)} = 1 - (L_{\text{rest}} / L_{\text{ref}}),$$

Der  $L_{\text{ref}}$  er lengden opprinnelig tilgjengelig elvestrekning og  $L_{\text{rest}}$  er lengden på tilgjengelig elvestrekning etter etablering av en barriere. Hvis barriereeffekten er fullstendig og  $L_{\text{rest}}$  ikke har gyteområder vil bestanden dø ut, og hvis gyteområdene er likt fordelt mellom opp- og nedstrøms barrierer vil BE angi reduksjon i gyteareal. Som eksempel på en slik kritisk barriereeffekt kan vi bruke Klarälven som tidligere var gyteområde til den ferskvannstasjonære Klarälvlaksen som brukte innsjøen Väneren som gyteområde (Hedenskog m.fl. 2015). Etablering av kraftverksdammer uten fiskepassasjer, dvs. fullstendige vandringsbarrierer, nedstrøms gyteområdene i Norge og Sverige på begynnelsen av 1900-tallet førte til at naturlig reproduksjon av laks i vassdraget opphørte, og bestanden opprettholdes i dag av fiskeutsettinger og tankbiltransport av fisk forbi de sju nederste kraftverksdammene. Den økologiske effekten av en barriere som bare delvis reduserer tilgangen til gyteområder (f.eks. blokkerer tilgangen til ¼ av opprinnelig gyteareal) kan være vanskeligere å vurdere, bl.a. om tilgjengelig gyteareal er den viktigste flaskehalsen for opprettholdelse av bestanden, men også her vil BE av Sandlund m.fl. 2013 i mange tilfeller gi en god beskrivelse av økologisk barriere-effekt.

I mange tilfeller kan det være flere barrierer innen en vannforekomst og Sandlund m.fl. (2013) foreslo derfor i tillegg til en indeks for barriereeffekt en indeks for fragmenteringsgrad (FG) som beskriver hvor mange fragmenter de kunstige barrierene har delt opp den naturlige ufragmenterte strekningen (L) i, dvs. gjennomsnittslengden på fragmentene delt på L.

$$\text{FG} = 1 - 1/(N+1),$$



Der  $N$  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).

Både  $BE$  og  $FG$  etter Sandlund (2013) vurderes som nyttige indekser for å gi en første og pragmatisk beskrivelse av hhv. barriereeffekt og fragmenteringsgrad i elver, og vil i tillegg til effekter på fisk gi informasjon om hvordan barrierer påvirker transport av sedimenter, detritus m.m.

Den økologiske effekten barrierer og fragmentering har for fisk vil naturlig nok avhenge av en rekke forhold, bl.a.

- *Hvor kritisk er det for fisk å få tilgang til områder oppstrøms barrieren?* I noen tilfeller vil dette være helt kritisk for opprettholdelse av bestander, men i andre tilfeller kan fisken ha tilgang til vitale habitater nedstrøms eller mellom barrierer
- *Hva er funksjonaliteten til toveis fiskepassasjer som er etablert i forbindelse med barrierer, f.eks. kraftverksdammer?* Det er per i dag gjennomført få funksjonalitetsstudier av fiskepassasjer i Norge, men studier ved Hunderfossen kraftverk i Gudbrandsdalslågen viste at funksjonaliteten var relativt lav og varierte fra 21-47 % mellom år pga. variasjon i vannføring og lukemanøvrering (Kraabøl 2012,).
- *Er fiskepassasjen selektiv mht. størrelse?* Haugen et al. (2008) påviste at fisketrappa ved Hunderfossen kraftverk favoriserte mellomstor gytevandrende storørret i lengdeintervallet 60-69.9 cm og var mer effektiv for mellomstor Hunderørret og at dette førte til stabiliserende seleksjon og evolusjonære endringer i bestanden.
- *Er fiskepassasjen selektiv mht. art?* Mange fiskepassasjer for oppstrøms vandring favoriserer fiskearter med høy svømmekapasitet (f.eks. kulpetrapper og motstrøms-/deniltrapper) og det er i dag anerkjent at mange fiskepassasjer er feilkonstruert mht. hvilke arter som vandrer (Fjeldstad mfl. 2017). Et godt eksempel på dette er at ombygging av den en klassisk kulpetrappa ved Høyegga i Glomma til en modifisert spaltettrapp med gunstigere hydrauliske forhold førte til at oppgangen av sik økte med 1659% (Holter 2017).
- *Hva er dødeligheten ved nedvandring forbi barrierer som f.eks. kraftverksdammer (dvs. gjennom kraftverksturbiner og/eller flomluker)?*
- *I hvor stor grad er fiskevandring begrenset av minstevannføringsstrekningen og kraftverksutløpet nedstrøms kraftverksdammer?*

I de fleste tilfeller kan vi ikke svare på spørsmålene over og indeksen for barriereeffekt og fragmenteringsgrad beskrevet av Sandlund m.fl. (2013) er det vi med dagens kunnskap har mulighet til å beregne. Det er imidlertid viktig å få mer kunnskap om den faktiske funksjonaliteten til toveis fiskepassasjer, og dette vil muliggjøre å evaluere den kumulative effekten av at man ofte har flere barrierer i en elv eller elvenettverk. Det er utarbeidet forslag til flere indekser som beskriver dette, blant annet Dendritic Connectivity Index (DCI, Cote m.fl. 2009), men mens det ofte er relativt enkelt å få oversikt over den geografiske plasseringen av barrierer i et nedbørfelt eller elvenettverk er det langt vanskeligere å framskaffe anslag på den faktiske effektiviteten til mange fiskepassasjer.

I det svenske klassifiseringssystemet (Hav och Vatten 2019) beskrives konnektivitet som muligheten til spredning og fri passasje for dyr, vekster, sediment og organisk materiale i opp- og nedstrøms retning i forhold til referansetilstanden. De svenske systemet inkluderer også lateral konnektivitet, dvs. muligheten for forbindelse mellom elv og omkringliggende land- og våtmarksområder. Det svenske klassifiseringssystemet fokuserer på hvilke arter som forekommer i vannforekomsten i dag sammenlignet med situasjonen i referansetilstanden, og klassegrensene er beregnet ut i fra andelen vandrende fiskearter som kan vandre innen og gjennom vannforekomsten, f.eks. klasse «god» refererer til en tilstand der fra 1-25 % av vandrende fiskearter i referansetilstanden sammenlignet med dagens situasjon ikke er tilstede pga. av sviktende konnektivitet i oppstrøm eller nedstrøms retning, eller ikke har mulighet til å vandre innen eller gjennom vannforekomsten. Det svenske systemet har fokus på hvordan barrierer eventuelt har påvirket utbredelse av arter, ikke hvordan barrierer påvirker vandringsretningen innen en art.

Innledningsvis i dette kapitlet ble det gjort rede for at begrepet habitatfragmentering inkluderer prosesser som inkluderer både tap av habitat, reduksjon i habitatkvalitet og isolering av habitat. Når vi diskuterer de økologiske effektene av barrierer som f.eks. kulverter, terskler eller kraftverksdammer er det derfor nødvendig å vurdere effekter ut over at en barriere helt eller delvis hindrer fiskens frie vandringer. Et eksempel på dette er bl.a. utviklingen i mange sjøørretbekker i Norge hvor kombinasjonen av vandringsbarrierer og degradering av habitatet har fått store negative konsekvenser. I en analyse av sjøørretbekker i Trondheim kommune viste Bergan og Nøst (2017) at en kombinasjon av etablering av barrierer og ikke minst habitatødeleggelse har ført til en reduksjon i tilgjengelig areal og bekkelengde på ca. 70 %. Forfatterne inkluderte i tillegg en vurdering av habitatkvaliteten til gjenværende bekkestrekninger og anslår tapet i produksjonsevne til sjøørretbekkene til ca. 90 %, noe som må betegnes som dramatisk.

Det ble innledningsvis også påpekt at mens de økologiske konsekvensene av etablering av barrierer i elver som blokkerer vandringer for oppvandrende gytefisk fra innsjøer (f.eks. ørret) og havet (f.eks. anadrome laksefisk) er åpenbar, kan de økologiske konsekvensene av etablering av barrierer i f.eks. innlandselver med partielle vandringsystem være vanskeligere å forutse.

I begge tilfeller er det imidlertid viktig å se ut over selve barriereeffekten for å forutse de økologiske konsekvensene for fisk, f.eks. vil etablering av dammer på sikt føre til redusert habitatkvalitet nedstrøms pga. redusert sedimenttransport. I tillegg vil etablering av demninger og inntaksmagasin føre til store endringer i habitatet oppstrøms dammen: Ved etablering av Løpet kraftverk og inntaksmagasinet Løpsjøen i Søndre Rena i Åmot kommune ble det som tidligere var en 4 km lang elvestrekning med gyteområder for både harr og ørret omdannet til et 1,5 km<sup>2</sup> innsjølignende habitat. En konsekvens ble bl.a. at gytehabitatet gikk tapt og at det etablerte seg en betydelig bestand av gjedde. Dette fikk også trolig konsekvenser for vandrende harr og ørret, dvs. barriereeffekten omfattet ikke kun etableringen av en demning, men også et fiskesamfunn med rovfisk (Museth m.fl. 2016, Sandlund m.fl. 2015).

I elver med ferskvannsstasjonære fiskebestander, som f.eks. Glomma, har det blitt mye diskutert hvor alvorlig barriereeffekten av kraftverksdammer er for produksjonen og opprettholdelsen av f.eks. bestander av harr og ørret. Dette er partielle vandringsystemer som består av både relativt stasjonære og langtvandrende individer av begge arter. Det er i dag etablert fiskepassasjer ved alle kraftverksdemninger, men antall registrerte trappevandrere er relativt beskjedent. En forklaring på dette kan være at det finnes gyte-, oppvekst- og overvintringsområder mellom kraftverksdammene, i alle fall i Glomma oppstrøms Elverum. En typisk økologisk effekt av fragmentering i slike elvesystemer er at fiskebestander splittes opp i mindre enheter og at disse kan få redusert genetisk variasjon (Horreo m.fl. 2011) og/eller oppleve økt intraspesifikk konkurranse (Deegan et al. 1997). Konvensjonen om biologisk mangfold slår imidlertid også

fast at det ikke bare er et mål å bevare arter, men den genetiske variasjonen innen arten. Både harr og ørret i innlandselver utviser stor variasjon i livshistorie og det bør være et forvaltningsmål å ta vare på denne variasjonen. I tillegg har nyere studier vist at spesielt harr yngel drifter nedstrøms gyteområder og disse kan potensielt drifte ned forbi kraftverksdammer og andre barrierer. Disse vil søke oppstrøms senere i livet og må derfor ha mulighet til å passere kraftverksdammer på oppstrøms vandring (van Leeuwen m.fl. 2017).

### 3.3 Sluttkommentar og anbefalinger

Barrierer og habitatfragmenting er utpekt som en av de store utfordringene i arbeidet med å bevare og styrke fiskebestander på verdensbasis. De økologiske effektene av barrierer kan ha stor negativ effekt på fiskebestander, både direkte gjennom å hindre vandringer og tilgang til vitale habitater, men også indirekte gjennom degradering av habitat som følge av bl.a. oppdemningseffekter og redusert habitatkvalitet nedstrøms barrierer.

Sammenhengen mellom barriereeffekt og økologisk effekt på fiskebestander kan i enkelte tilfeller være direkte proporsjonal, dvs. barrierer kan eliminere (f.eks. 100 %) eller redusere (f.eks. 50 %) tilgangen til vitale habitater (f.eks. gyteområder). I andre tilfeller er de økologiske effektene av barrierer vanskeligere å anslå pga. usikkerhet knyttet til den faktiske barriereeffekten og hva som er flaskehalsen for opprettholdelse av bestander: Hva er effektiviteten til fasilitetene som skal sikre toveis fiskevandring forbi en barriere og hva er sumvirkningene av flere barrierer i et elvesystem eller en vannforekomst?

I systemer med mer komplekse vandringsystemer hvor fisken ikke må vandre forbi barrierer for å fullføre livssyklusen, f.eks. i store innlandselver med partielle vandringsystem, er det allikevel viktig å legge til rette for fiskevandring for å bevare livshistorievariasjon, genetisk variasjon og utnytte potensialet for fiskeproduksjon i hele elvesystemet (f.eks. harr yngel kan vokse opp på elvestrekninger flere mil nedstrøms gyteområdene).

Kartlegging av barrierer og vurdering av økologisk effekter av disse må gjøres på en skala som er relevant for fiskevandring, og ofte er ikke dette på vannforekomst-nivå. Som et eksempel kan nevnes at hvis man skal kartlegge barriereeffekter og økologiske effekter på harrbestanden i Glomma nord for Elverum vil dette omfatte ni vannforekomster i hovedelva i tillegg til et stort antall små og store sidevassdrag. Det er derfor ofte ikke relevant å beregne barriereeffekter og fragmenteringsgrad for vannforekomster, men ofte er det mer relevant å studere dette i et nedbørfeltperspektiv.

Hvis man ønsker å videreutvikle indeksene for barriereeffekt (BE) og fragmenteringsgrad (FG) som benyttes i Norge i dag (Sandlund m.fl. 2013) for å gjøre disse mer økologisk relevant, anbefales det å kartlegge og stedfeste små og store barrierer i vassdragsystemer og at påfølgende analyse av BE og FG gjennomføres på en skala som er relevant for fiskevandring i referansetilstanden. Selv om funksjonaliteten til fiskepassasjer som er etablert i tilknytning til eksisterende barrierer, som f.eks. kraftverksdammer, oftest ikke er undersøkt bør man gjøre en ekspertvurdering av hvor stor barriereeffekten er (0-100%). I tillegg er det relevant å gjøre en vurdering av den geografiske plasseringen av barrierer i forhold til viktige fiskehabitater, f.eks. om en barriere hindrer tilgangen til viktige gyteområder.

## 4 Hvordan morfologiske inngrep påvirker biota og livsmiljøet i elver

I det følgende skal det fokuseres på biologiske og habitatrelaterte effekter av morfologiske inngrep i vassdrag, basert på data der slike effekter er blitt vist eller sannsynliggjort. I dette kapittelet er kun morfologiske inngrep omtalt, da hydrologiske inngrep, eksempelvis endringer av vannføring knyttet til kraftverk, er omtalt i et eget kapittel.

Morfologiske inngrep i vassdrag kan grupperes i tre ulike kategorier: inngrep på langs i elva (erosjonssikring, flomforbygninger, fjerning av kantvegetasjon, endringer assosiert med økt bunnerosjon), inngrep på tvers av elva (terskelbygginger, kulverter, demninger, brukar), og fjerning av masser i selve elveleiet (for eksempel i forbindelse med bygningsarbeider, kanalisering).

Effektene av slike inngrep vil være noe ulike, og avhenger også av vassdragets morfologiske utforming. I øvre deler går de fleste vassdrag i fast fjell, og langsgående prosesser med mulig biologisk relevans handler særlig om flyt av sedimenter, stein og organisk materiale fra oppstrøms vannforekomster og fra dalsider og kantvegetasjon, samt å sikre fiskearters naturlige vandringsmuligheter. Demninger, kulverter og forbygninger i tilknytning til kraftverk utgjør ofte sedimentfeller som på sikt vil forandre bunnsubstratets konfigurasjon nedstrøms, i tillegg til at slike installasjoner rimeligvis også forandrer artenes vandringsmuligheter.

### 4.1 Effekter av diker, flomverk og innskjæring på flomsletter som økosystem

I vassdragenes nedre deler er fallenergien gjerne mindre enn lenger oppe, og elva meandrerer langsomt gjennom løsmasser og alluviale avsetninger. På slike strekninger er også de morfologiske inngrepene gjerne andre, og har også andre effekter på vassdragets livsmiljø. Morfologiske inngrep handler her særlig om flomvern og diker, som hindrer elvas kontakt med de flate flomslettene i flomperioder. Flomvern er ofte bygget i kombinasjon med steinsetting, plastring eller erosjonssikring langs sidene, som hindrer sideveis graving og naturlig re-mobilisering av sedimenter på meandrerende elvestrekninger. Langs slike strekninger vil en del inngrep også kunne utløse økt graving og innskjæring av elva i selve elvebunnen, som på sikt senker elveleiet og ytterligere reduserer den hydrologiske kontakten mellom elvestrengen og områdene rundt.

Betydningen av regelmessig hydrologisk kontakt mellom elva og flomsletter, flomdammer og kroksjøer for økosystemfunksjoner er godt dokumentert. Flomsletter leverer et helt knippe av viktige økosystemtjenester. De fungerer som naturlige fordrøyningsmagasiner («vannparkeringsplasser») ved flom, og de fjerner tungmetaller og miljøgifter fra vannmassene (Ottesen m.fl. 1989). Samtidig er flomsletter preget av godt jordsmonn, og store arealer som opprinnelig var flomsletter er for lengst gjort om til jordbruksarealer. Dette er dels gjort mulig ved utretting og kanalisering av elva, dels ved diker og flomvern som hindrer hydrologisk kontakt med flomslettene. Rhinens lengde fra Basel til utløpet er på denne måten redusert med 25 %, og i Norge er blant annet øvre deler av Lågen kanalisert.

Gjennom Naturmangfoldloven er «flomsletter, flomdammer og kroksjøer» identifisert som en «prioritert naturtype», som både nasjonalt og globalt er blant de mest truede (Tockner & Stanford 2002). Det har vært utført kartlegginger flere steder også i Norge, for å vurdere sårbarhet overfor redusert flom, det være seg som følge av hydrologiske endringer, flomvern og diker eller innskjæring (Fylkesmannen 2015).

Flomsletter er avhengige av regelmessig flom, der de mottar nytt finstoff som sedimenterer ut og over tid bygger opp fruktbart jordsmonn. Små fordypninger gir opphav til dammer og vannhull, og meandrerende bevegelser genererer kroksjøer. Disse små vannforekomstene veksler mellom sesongbasert isolasjon, der hver dam utvikler en flora og fauna som ofte er ulik den neste, og korte flomdrevne faser der frø, egg og larver fra invertebrater og zooplankton spres utover. Denne romlige og temporale habitatvariasjonen gjør flomsletter til hotspots for biodiversitet (DNs Håndbok 13, Faktaark EO3; Ward m.fl. 1999), og kroksjøer er også klassifisert som sterkt truet etter den norske rødlista for naturtyper fra 2011. Prioriterte amfibier, som storsalamander og spissnutefrosk, er blant virveldyr som finnes i slike miljøer.

Videre utgjør flommark, både som åpen grasmark og som flomskog, viktige plantesamfunn med flere rødlistearter, som er tett knyttet til regelmessig flom. Åpen flommark har sjeldne og spesialiserte plantesamfunn som består av pionerarter som er konkurransesvake og avhengige av forstyrrelser. Dette omfatter flere rødlista arter som klåved (nær trua), hvitstarr (nær trua), bleikfiol (sårbar), aursundløvetann (sterkt trua) og finnmarksjonsokblom (kritisk trua). De sjeldne mosene tussemose (nær trua) og kildesvanemose (sterkt trua) vokser også her.

Flompåvirket skog domineres av ofte av gråor og hegg, i kyststrøk på Vestlandet også av svartor. Feltsjiktet er ofte svært frodig, og kan variere fra enartssamfunn med f.eks. strutseving til artsrike høgstaudemiljøer som ofte domineres av nitrofile arter som liker mye nitrogen. Enkelte steder finnes sjeldne og rødlista arter som blant annet huldregras, skogsøtgras og dalfiol. Gråorskog kan ha mange arter jordboende strøsopper og mykhorrhizasoppen orefluesopp. Gråor har også relativt artsrike vedsopp-samfunn, med bl.a. broddsoppsnyltekjuke. Skogtypen kan ha sjeldne moser, blant annet pelsblæremose og oreblæremose. I de delene som er soleksponert kan det finnes sjeldne biller som lever i døde gråortrær. Det er også et stort mangfold av terrestre invertebrater i det fuktige strøfallet og flommaterialet som ofte samler seg opp i slik skog. Gråorskoger er viktige fuglelokaliteter og det er flere steder observert tettheter på 3500-4500 par spurvefugl per kvadratkilometer i slik skog (Fylkesmannen 2015). Hele dette komplekset av økosystemfunksjoner og habitater er avhengig av regelmessig og uhindret flom.

Flere studier viser at regelmessig flom er essensiell for å opprettholde mangfoldet av småhabitater og deres tilhørende arter. Periodisk vanddekket areal er bestemmende for diversitet og produksjon av fisk (Lasne m.fl. 2007, Lindholm m.fl. 2007). Bygging av flomvoller førte til signifikant fall i antall plantearter av høyere planter på flomsletter langs Elben (Leyer 2004). Dette skyldtes særlig at de regelmessige flomepisodene fører til moderate forstyrrelser som gir rom for flere nisjer og romlig heterogenitet, som ble omdannet til homogen lauvskog da flomepisodene ble stengt ute. Omvendt fører fjerning av diker og restaurering av elvas naturlige flomdynamikk til at biodiversiteten igjen tiltar (Rumm m.fl. 2016). Den essensielle betydningen av regelmessig flom for biodiversiteten på flomsletter, i flomdammer og kroksjøer er slik godt dokumentert.

En annen mindre åpenbar effekt av hydromorfologiske inngrep på flomsletter er assosiert med innskjæring, som derfor også er definert som en egen indikator. Alluviale meandrerende elver vil være i flytende likevekt mellom tilførsler av nytt sediment, avsetning på bunnen, graving, vannføring og strømhastighet. Flere inngrep, både knyttet til kanalisering, forbygning, endret vannføring eller etablering av terskler som fungerer som sedimentfeller, kan forstyrre denne likevekten. Det vil kunne utløse innskjæring i selve elvebunnen, der bunnsedimenter som graves ut ikke helt erstattes av nye tilførsler fra oppstrøms kilder. Nettotapet betyr at elveleiet senkes vertikalt. En elvevannforekomst utsatt for innskjæring vil etter hvert miste den hydrologiske kontakten med omliggende flomslettene. Effektene av innskjæring vil da være

assosiert med det som ovenfor er skissert for flomvern, ofte også i kombinasjon med de andre hydromorfologiske indikatorene nevnt ovenfor.

## 4.2 Effekter av forbygning, plastring og fjerning av kantvegetasjon

Meandrerende elveløp graver i yttersvingene og vil over lengre tid føre til dannelse av nye kroksjøer, som så over noen hundreår gror til og forsvinner. Kroksjøer og flomdammer er nøkkelhabitater på flomsletter, men de vil gradvis fylles av finstoff og organisk materiale og bli borte. Under naturlige forhold dannes imidlertid stadig nye slike små nøkkelbiotoper, men nydannelsen hindres dersom elvebreddene forbygges, for eksempel med stein eller betongelementer som skal hindre sidelengs (lateral) erosjon. I dag er mange meandrerende elvestrekninger låst fast i sitt nåværende elveløp, og nydannelsen av kroksjøer og flomdammer stopper derfor opp (DNs håndbok 13 2007; Ruud 2016).



Figur 6. Luftfoto langs nedre deler av Storelva ved Hønefoss viser rester av kroksjøer med ulike alder.

Forbygninger utløser også andre økosystemiske effekter på elvas livsmiljø, som har mye felles med det som skjer i elva etter fjerning av høyere kantvegetasjon, og dels også innskjæring. Fra ulike sider bidrar de alle til homogenisering og redusert habitatdiversitet på bunnen. I det følgende vil derfor økosystem- og habitateffekter for livet i elva som er knyttet til de hydromorfologiske indikatorene «Forbygning» og «kantvegetasjon» behandles under ett.

Sideveis graving destabiliserer bredden i meandrerende yttersvinger og fører til utrasing av trær og torv, som når de legger seg på bunnen eller langs bredden lenger nede blir akkumulasjons-kjerner for sediment og bygger nye mikrohabitater både for bunndyr og fiskeyngel, på stilleflytende strekninger der bunnforholdene ellers ofte er homogene. Mange stilleflytende elver har derfor små "øyer", strekninger med nakne grusbanker langs breddene, som gradvis forflytter seg, med særegen biodiversitet. Prioriterte

rødlistearter som elvesandjeger og stor elvebreddsedderkopp er typisk «stenotope» arter og avhengige av dette habitatet, og over 90 andre trua insekter finnes i slike områder (Ødegaard m.fl. 2009).

Av ovennevnte grunner er «kantvegetasjon» følgelig identifisert som en god indikator også for hydromorfologisk relevanstilstand. Intakt kantvegetasjon sikrer tilførsler av detritus, greiner og trestammer til elva som ytterligere fremmer lokal habitat-heterogenitet.

Under naturlige forhold vil den langsomme forflytningen og alterneringen av slike småhabitater på bunnen være viktig som skjul for yngel og bunndyr, samtidig som de skaper turbulens-skygger der det akkumuleres mye detritus. Eriksen m.fl. (2015) fant at store deler av bunndyr-biomassen i stilleflytende leirelver på Østlandet konsentreres i små lommer av alloktont detritus (vissent løv, kvist) på bunnen, som stammer fra kantvegetasjonen, og som akkumulerer punktvis der det er «strømmingsskygge». Riktignok har man flere steder observert at steinsetting av elvebreddene kan bidra til bedre skjul for fiskeyngel, i den grad det er sprekker og mellomrom (Reid & Church 2015). Disse vil også tjene som feller for detritus og planterester, og en studie fra Missouri river fant at konsentrasjonen av bunndyr var større på steder med slik steinplastring (Wolf m.fl. 1972), og lignende forhold er også observert i Norge. Enkelte former for steinplastring kan altså styrke rekrutteringen av bunndyr og fisk.

Forbygning og kunstig stabilisering av elvebreddene vil imidlertid også ha negative virkninger for livsmiljøet i og langs elva. På sikt vil mangelen på sideveis graving langs meandrerende strekninger altså føre til tap av kroksjøer. Over lengre tidsaker er forbygning dermed med på å hindre dannelsen av det habitatmangfoldet som også flomsletter kjennetegnes av. I stilleflytende elver graves det også hulrom innunder kantvegetasjonen i yttersvingene, der både fisk, amfibier og andre organismer kan finne skjul. Slik utoverhengende torv er særlig viktig på stilleflytende strekninger, der det ofte ellers mangler større stein med naturlige hulrom i bunnsstratet.

I en del vassdrag er endring av elvebunnen også utløst ved graving og grustak, særlig i relativt stilleflytende avsnitt med mye grus og sand, som i Gudbrandsdalslågen og Gaula. Slik fjerning av masser fra elveleiet har hatt signifikante konsekvenser for lokal biodiversitet, også der slike data ikke direkte kan koples til Vannforskriftens biologiske kvalitetselementer. Et større grusuttak i Gaula ved Støren i 1987 antas å være direkte årsak til at den lokale populasjonen av elvesandjeger forsvant (Direktoratet for Naturforvaltning 2009).

## 5 Hydrologisk klassifisering

Hydrologiske forhold spiller en avgjørende rolle for de hydromorfologiske forholdene direkte gjennom vannføringen i seg selv og indirekte gjennom alle prosessene som styres eller påvirkes av vannføringen og fysiske forhold relatert til vannføring som vanndecket areal, vanndybde og vannhastighet. Se kapittel 2 i dette notatet og Harby m.fl. 2018 for mer informasjon om hydrologiske indekser for endring.

I dette kapitlet beskriver vi først kort hvordan de ulike indeksene er beregnet og hva som har vært datagrunnlaget. Videre beskrives indeksene for de utvalgte vannforekomstene. For Fjellhamarelva/Losbyelva er det ingen hydrologiske endringer og følgelig er ingen indekser beregnet.

### 5.1 Indekser for endring

#### 5.1.1 Reduksjon i total vannføring

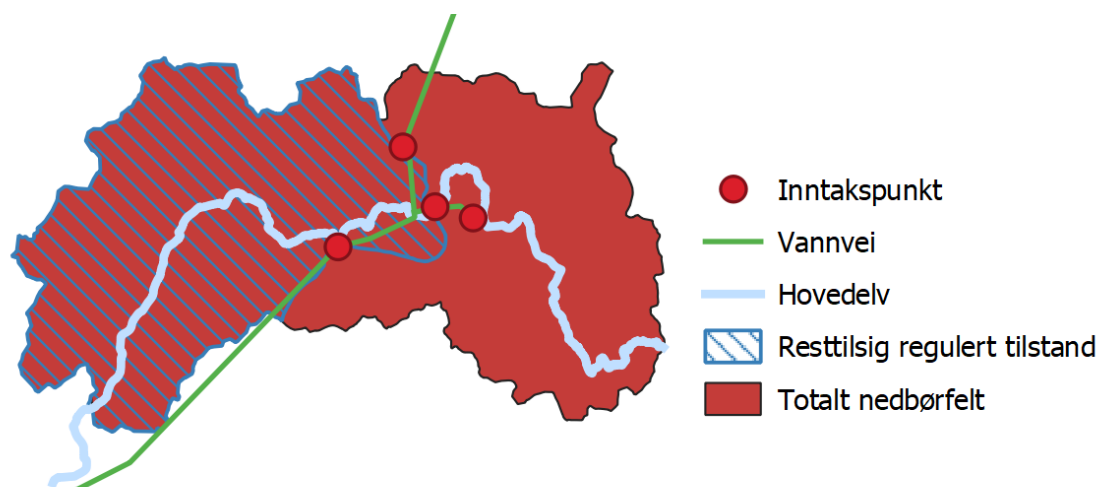
Reduksjon i total vannføring er basert på gjennomsnittlig årlig avrenning før og etter regulering. Dette er ofte den sikreste hydrologiske indikatoren, og kan som regel simuleres med relativt høy pålitelighet hvis det ikke finnes observert data. Det er også høy sikkerhet i skjønnsmessige vurdering i mange tilfeller (f.eks. hvis det er nedstrøms utløpet til et kraftverk hvor man ikke forventer noen endring).

#### 5.1.2 Reduksjon i ukemiddel lavvannføring

Reduksjon i ukemiddel vannføring er basert på 7-dagers lavvannvannføring før og etter regulering. Denne er funnet ved å ta medianen av den laveste årlige 7-dagers lavvannføringen før og etter regulering og så regne ut prosentforskjellen. Årene er delt inn i vinter (oktober-mars) og sommer (april-september), ettersom det er stor variasjon på naturlig lavvannføring i disse periodene. I tillegg til sesongvariasjoner i lavvannføring vil vannføringen i disse periodene ha forskjellig biologisk betydning.

**Alternativ:** Det kan ofte være vanskelig å simulere lavvannføring på en pålitelig måte. Hvis man har observert data kan det være usikkerhet dersom det er en kort observert tidsserie. Derfor kan Q95 fra NVEs NEVINA brukes som alternativ i noen tilfeller. Uregulert Q95 kan tas ut av NEVINA for et vilkårlig nedbørfelt, og regulert Q95 kan regnes ut basert på en kombinasjon av minstevannføring og Q95 i resttilsaget. Dersom denne metoden brukes er det viktig at man sammenligner vannføringer som er kommet fram til på den samme måten. Det må også nevnes at Q95 ikke nødvendigvis representerer det samme som ukemiddel lavvannføring med tanke på påvirkning på økologi. Det kan kreve litt manuelt arbeid i GIS å bruke denne metoden (f.eks. utregning av gradienter).





Figur 7. Eksempel på beregning av endring i lavvannføring ved bruk av Q95 i NEVINA. Verktøyet regner ut Q95 basert på feltparameterne i de to forskjellige nedbørfeltene.

### 5.1.3 Ny frekvens av uregulert flom

Den nye frekvensen på den flommen som i uregulert tilstand ville vært årsflom/tiårsflom ( $T=2.33/10$  år). Denne er funnet ved å først gjøre en flomfrekvensanalyse på tidsseriene før og etter regulering, og så bruke ligningene for forholdet mellom vannføring og gjentaksintervall for å regne ut årsflommen/tiårsflommen før regulering. Når man har denne verdien, kan man regne ut gjentaksintervallet for disse flommene etter regulering basert på flomfrekvensanalysen (altså hva gjentaksintervallet for en flom av samme størrelse vil være etter regulering). Her kan/må man noen ganger ta skjønnsmessige vurderinger hvis det er manglende/korte tidsserier og høy usikkerhet i modellen.

Dersom det er en fraført strekning uten betydelig regulering oppstrøms kan man sammenligne slukeevnen til inntaket med størrelsen på uregulert flom. Dersom den fraførte vannføringen er ubetydelig sammenlignet med flommene kan man anta at det ikke er noen endring. Dersom den utgjør en veldig stor prosent av flomtoppene, kan man anta det motsatte. I felt med veldig stor reguleringsgrad kan man noen ganger anta at indeksen for flom er veldig dårlig.

Flomfrekvensanalysen ble gjennomført med bruk av en Gumbel-fordeling, som er en spesiell to-parameter form av en "Generalized-Extreme-Value fordeling". For å holde metodikken konstant ble denne Gumbel-fordelingen brukt for alle tidsseriene.

### 5.1.4 Effektkjøring

Indeksene for endringer knyttet til hurtige og hyppige endringer i vannføring og vannstand er basert på arbeidet i EnviPEAK-prosjektet rapportert av Bakken m.fl. (2016). Hurtige og hyppige endringer i vannføring og vannstand skyldes ofte effektkjøring av kraftverk. Bakken m.fl. (2016) foreslår seks påvirkningsfaktorer i systemet for å vurdere hvor kraftig de fysiske endringene ved effektkjøring er. Tre av disse er valgt for bruk i klassifiseringssystemet for HyMo (Harby m.fl. 2018).

Korttids vannføringen endring finnes som forholdstallet mellom høy og lav vannføring. Dette dimensjonsløse tallet beregnes fra tidsserier av vannføringsdata og er sammen med senkingshastigheten det mest brukte målet for å karakterisere vannføringsvingninger internasjonalt (kalles «flow ratio» på engelsk).

Vannføringssvingningene vil variere mellom episoder, og i vurderingen skal 90-persentilen av alle svingningene gjennom et år (eller flere år) benyttes. Dette innebærer at 90 % av nedtappingsepisodene har minst denne vannføringsratioen, mens kun 10 % har en høyere verdi.

Hastighet på korttids endring i vannstand er definert som hastigheten i endring i vannstand fra starten til slutten av en reduksjon i vannføring, uttrykt som cm per time for hele episoden. Episoden starter når vannstanden starter å synke og regnes som avsluttet når 90 % av vannstandsreduksjonen er gjennomført. Fordi vannstandsreduksjonen varierer både med avstand fra kraftverksutløpet og elveprofilen på stedet, må denne verdien hentes fra en mest mulig representativ del av den aktuelle elvestrekningen.

Senkingshastigheten vil variere mellom episoder, avhengig av vannføringsnivå ved start og en rekke andre faktorer. I vurderingene skal 90-persentilen av alle effektkjøringsepisodene benyttes. Denne verdien tilsier at 90 % av nedtappingshendelsene har minst den senkingshastigheten, mens kun 10 % har en høyere verdi. På den måten unngår man at sjeldne og spesielt store senkingshastigheter blir med i vurderingen.

Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand finnes ved å trekke vanndekket areal ved lav vannføring fra vanndekket areal ved høy vannføring, og uttrykkes som prosent av vanndekt areal ved høy vannføring. For å beregne denne størrelsen kreves en etablert sammenheng mellom vanndekt areal og vannføring, eller innmålinger ved de to vannføringene. Høy og lav vannføring kan her defineres som de vannføringene som er brukt ved beregning av vannføringsendring.

### 5.1.5 Datagrunnlag

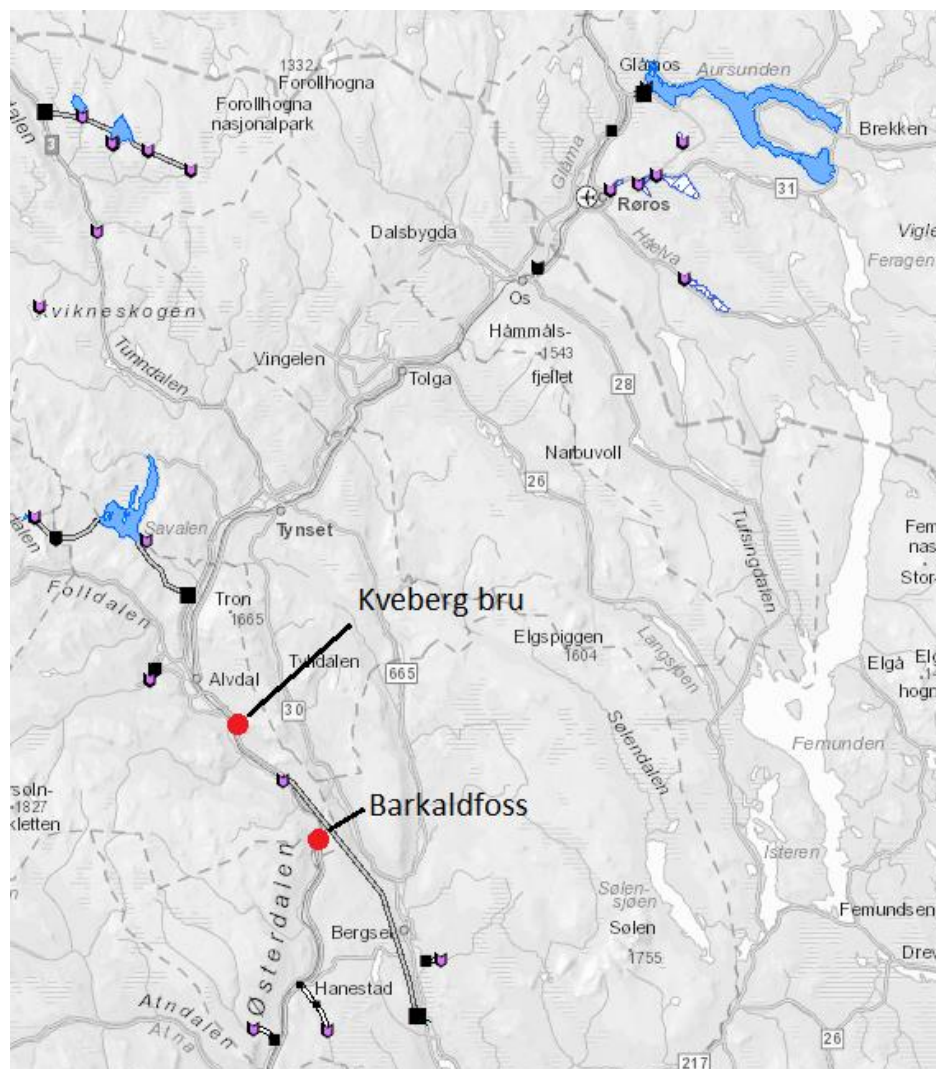
Datagrunnlag for Indeksberegning er simulerte og målte vannføringstidsserier med døgnoppløsning. Hvis effektkjøring er relevant, må man også ha tidsserier med høyere oppløsning. Disse kan i noen tilfeller bli tilsendt fra kraftselskapene.

*Målte tidsserier* er tilgjengelig via bestilling fra NVE. Et R-skript ble utviklet og avendt for å håndtere data og for å gjøre prosessen mer effektiv. I dette scriptet blir alle målte tidsserier korrigert for manglende data ved at ufullstendige år blir tatt ut.

*Simulerte tidsserier* ble simulert av HYPE modellen (SMHI 2017). Detaljert modellbeskrivelse finnes i Schönfelder (2017) og Schönfelder m.fl. (2017).

## 5.2 Hydrologiske indekser i Glomma

Hydrologiske indekser ble regnet ut for vannforekomster oppstrøms og nedstrøms inntaket til Rendalen vannkraftverk.



Figur 8. Oversikt over vannkraftsystemet rundt Alvdal i Glomma

### 5.2.1 Hydrologiske indekser Alvdal – Høyegga (002-1684-R)

Denne vannforekomsten er oppstrøms inntaket til Rendalen vannkraftverk. En del av nedbørfeltet oppstrøms er regulert av magasinene i Savalen og Aursunden. De hydrologiske indeksene for vannforekomsten Alvdal – Høyegga ble regnet ut basert på observerte data fra Kveberg bru målestasjon. Aursunden ble regulert før målestasjonen ved Kveberg ble opprettet, men påvirkningen fra dette magasinet er antatt å være liten, så perioden før Savalen ble regulert er sett på som uregulert til tross for Aursunden magasin. Siden det er brukt en lang observert tidsserie før og etter regulering er sikkerheten sett på som god.

Tabell 2. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 002-1684-R, Alvdal - Høyegga.

	Alvdal - Høyegga			
	Vekt	Sikkerhet	Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	3	3	5	1.7
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	2	3	5	1.7
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	3	3	5	-13.9
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	1	3	5	1.8
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	3	3	3	15.9
Indikatorverdi for vannføring:			4.5	
Indikator			God	

### 5.2.2 Hydrologiske indekser Høyegga – Atna (002-1686-R)

Denne vannforekomsten er i den fraførte strekningen fra inntaket ved Høyegga til samløpet mellom Glomma og Atna. Det er som i vannforekomsten over ikke mye regulering fra magasin, men inntaket til Rendalen kraftverk fører til betydelige reduserte vannføringer i perioder. Vannføringen ved flom i elva er betydelig større enn slukeevnen til inntaket, så påvirkningen på flom er derfor begrenset. Sikkerheten er også her sett på som god, grunnet lange observerte dataserier.

Tabell 3. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 002-1686-R, Høyegga - Atna.

	Høyegga - Atna			
	Vekt	Sikkerhet	Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	3	3	3	43.5
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	2	3	1	72.7
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	3	3	1	64.8
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	1	3	5	3.3
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	3	3	3	20.5
Indikatorverdi for vannføring:			2.33	
Indikator			Dårlig	

### 5.3 Hydrologiske indekser i Nea

To ulike elvestrekninger ble undersøkt i Nea, utvalget av strekninger var delvis bestemt av tilgjengelige vannføringsobservasjoner.

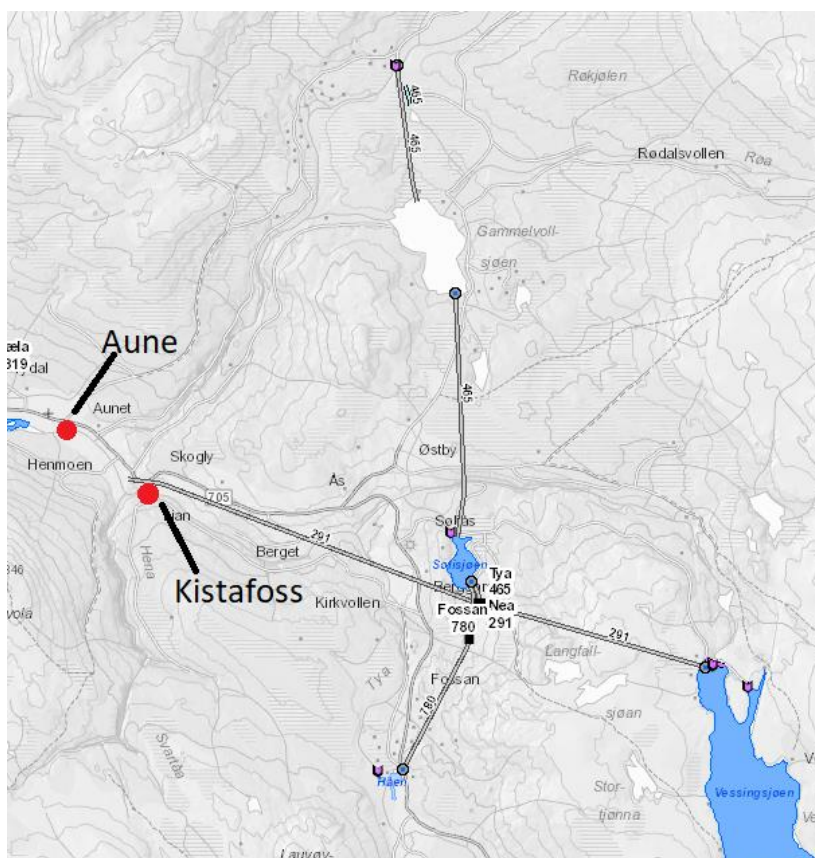
#### 5.3.1 Gresslidammen til Bjørgmagasinet (123-284-R)

Denne minstevannstrekningen fra Gresslidammen til Bjørgmagasinet er stekt påvirket. Det er ingen data tilgjengelig for vannforekomst 123-284-R (4.5 km, Nea fra Gresslidammen til Bjørgmagasinet) og indekser til vannforekomst ble ikke beregnet.

#### 5.3.2 Heggsettdammen til Selbusjøen (123-285-R)

Vannforekomst 123-285-R er fra Heggsettdammen til Selbusjøen og inkluderer både den fraførte strekningen og strekningen etter utløpet av kraftverket, og representerer derfor to vidt forskjellige hydrologiske tilstander. Det er derfor ikke mulig å finne indekser som er representative for denne vannforekomsten. To ulike strekninger fra vannforekomst 123-282-R som befinner seg oppstrøms ble valgt i stedet.

#### 5.3.3 Vessingsjøen til Gresslidammen (123-282-R)



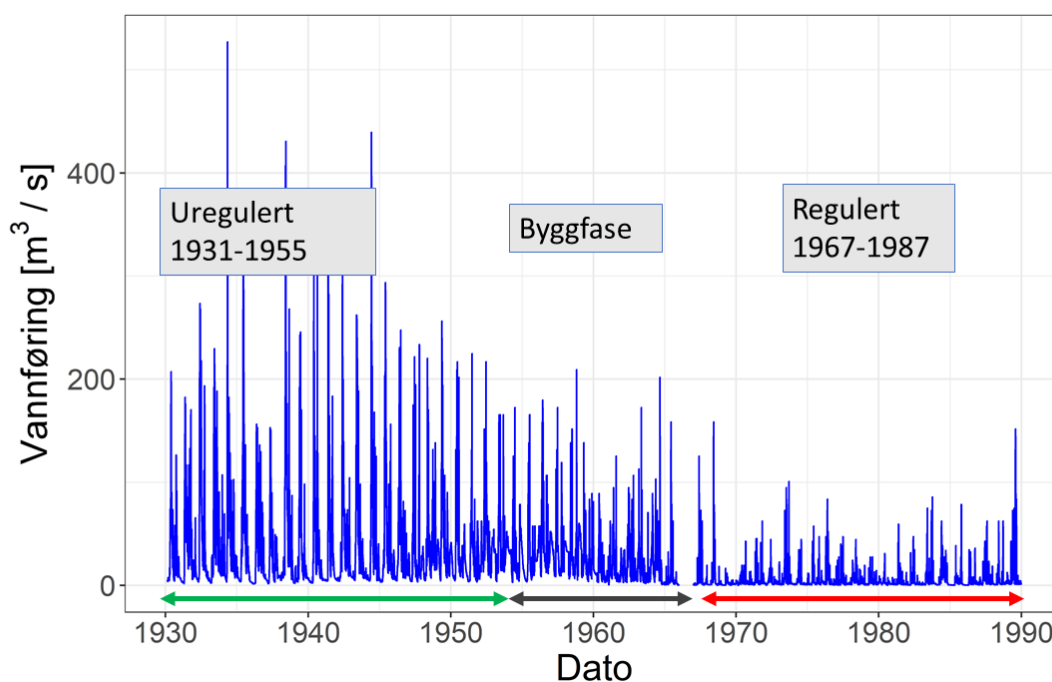
Figur 9. Oversikt over vannkraftsystemet rundt vannforekomst 123-282-R i Nea

Denne vannforekomsten har også to forskjellige hydrologiske tilstander, oppstrøms og nedstrøms utløpet til et kraftverk. Forskjellen fra vannforekomst 123-285-R er at det her finnes gode observerte data som kan brukes for utregningen av indekser. Det finnes to stasjoner med tilfredsstillende data, Kistafoss

(Stasjonsnummer 123.11.0) og Aune (Stasjonsnummer 123.21.0). Kistafoss befinner seg i den fraførte strekningen mellom inntaket og utløpet til Nea-kraftverket, og Aune befinner seg nedstrøms av kraftverkens utløp. Forskjellige indekser ble regnet ut for de to strekningene. Denne vannforekomsten ble også brukt for å sammenligne resultatene fra to forskjellige metoder for å finne hydrologiske indekser.

### Kistafoss

Vannføringstidsseriene målt ved Kistafoss er tilgjengelige for periodene før og etter reguleringen av Nea-kraftverket. Utvalgte tidsserier for indeksberegning er vist i figur 10.



Figur 10. Vannføringsserie for Kistafoss fra 1931 til 1990.

Effekter på hydrologien grunnet klimaendringer mellom de to tidsseriene ble ignorert under antakelsen at effekten av klimaendringer i dette feltet ikke er større enn måleusikkerheten. Sikkerheten til indikatorene for Kistafoss ble sett på som god, ettersom de er basert på lange observerte tidsserier. I tillegg passer verdiene godt med det som er forventet med tanke på det vi vet om kraftverksystemet. 20 år er litt lite for en analyse av 10-årsflom, men pga. både fraføring og dammene oppstrøms er det trolig at disse flommene er sterkt redusert, og indikatoren får derfor høy sikkerhet.

Tabell 4. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 123-282-R ved Kistafoss, Vessingsjøen til Gresslidammen.

	Nea ved Kistafoss			
	Vekt	Sikkerhet	Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	3	3	2	85.7
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	2	3	1	91
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	3	3	1	90.7
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	1	3	1	4018
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	3	3	1	438591
Indikatorverdi for vannføring:			1.25	
Indikator			Svært dårlig	

## Aune

For Aune har vi observert data for den regulerte perioden fra 1964 til 1987. To forskjellige metoder ble testet for å generere tidsserier for den uregulerte perioden: simulering ved bruk av HYPE modellen, og skalering fra den uregulerte tidsserier fra Kistafoss. Legg merke til at de to metodene gir ulik klassifisering av strekningen, som viser at metodevalg og valg av usikkerhetsgrad kan være utslagsgivende.

### HYPE:

Ettersom Aune ligger nedstrøms utløpet til kraftverket er det forventet at det ikke er noen endring i total vannføring. Derfor er det satt høy sikkerhet på at denne indikatoren skal få en verdi av 5. Lavvannføring er ofte et problem i HYPE, og denne modellen var ikke spesifikt kalibrert for lavvann. Lavvannføring for sommeren er derfor gitt lav sikkerhet, mens lavvannføring for vinteren får middels sikkerhet siden vinterproduksjon fra kraftverket trolig bidrar til en betydelig økt vannføring i denne perioden. Tidsserien som ble generert av HYPE var fra 2002-2010, og det er derfor ikke et veldig sterkt datagrunnlag for 10-årsflom etter regulering. Til gjengjeld vet vi at magasinene oppstrøms gir god flomdemping, så til sammen er indikatoren for 10-årsflom satt til middels sikkerhet. Årsflom er satt til høy sikkerhet, både fordi den krever kortere datagrunnlag enn 10-årsflom og fordi det er veldig trolig at den er sterkt redusert pga. oppstrøms regulering.

Tabell 5. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 123-282-R ved Aune, Vessingsjøen til Gresslidammen basert på HYPE.

	Vekt	Sikkerhet	Aune (Metode 1, HYPE)	
			Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	3	3	5	-2.1
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	2	1	5	-195
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	3	2	5	-1465
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	1	3	1	11.5
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	3	1	1	38.5
Indikatorverdi for vannføring:			3.96	
Indikator			God	

#### Skalering:

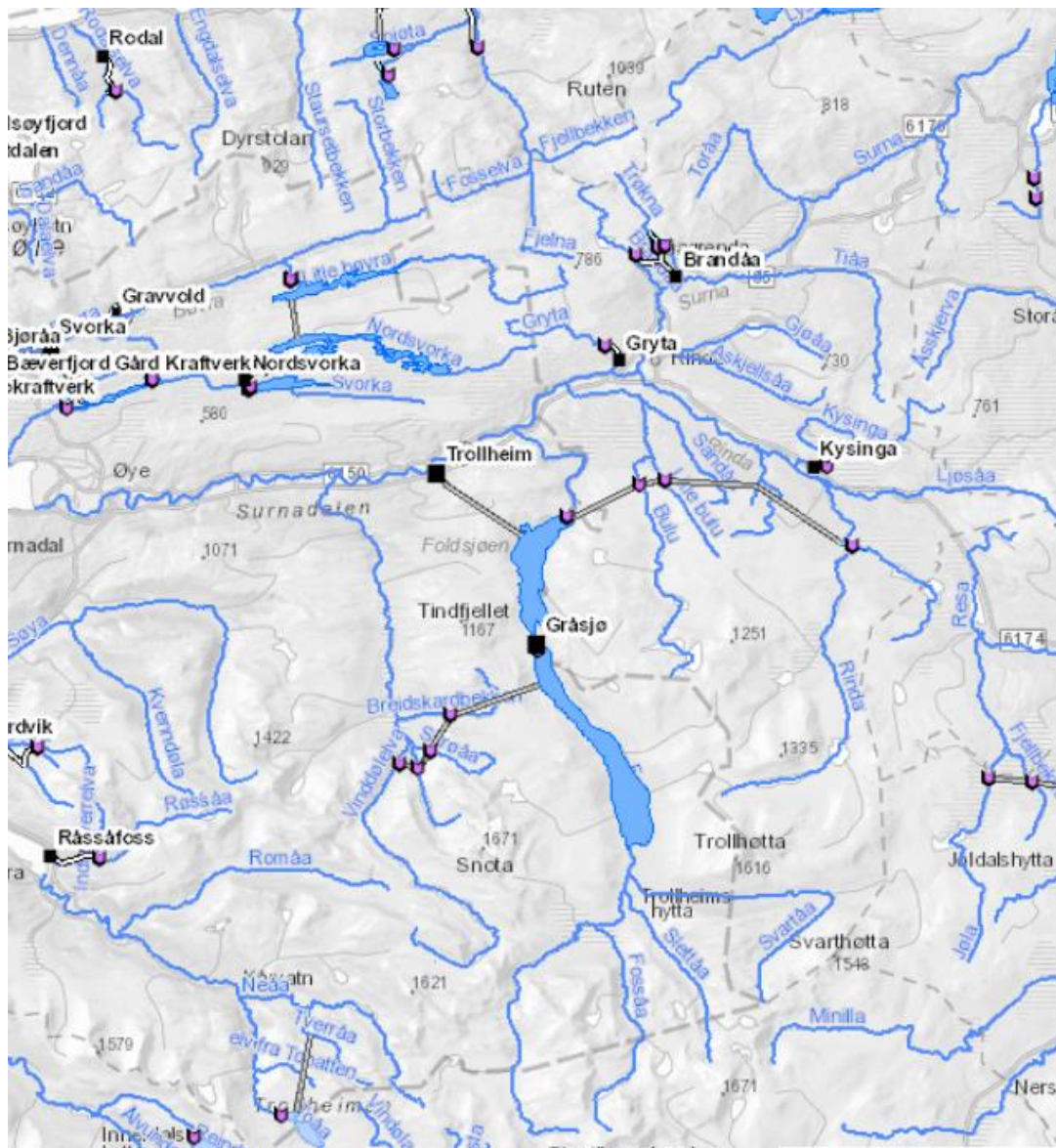
Endringen i total vannføring er gitt høy sikkerhet av samme grunn som ovenfor. Lavvannføringen for vinter er her gitt middels sikkerhet, ettersom vi vet at kraftproduksjonen gir økt vannføring i denne perioden. Siden dette ikke er pålagt minstevannføring, får den ikke den høyeste sikkerheten. Lavvannføring for sommeren er heller ikke helt sikker, ettersom den er mer påvirket av resttilsig. Det kan hende at forskjeller i dynamikken i de to feltene gir endret naturlig lavvannføring, og en skalert verdi er derfor ikke av topp pålitelighet. Sikkerheten for reduksjonen av årsflom er sett på som høy av samme grunn som ovenfor, mens 10-årsflommen får middels sikkerhet pga. det litt for korte datagrunnlaget og usikkerheten involvert i skaleringen.

Tabell 6. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 123-282-R ved Aune, Vessingsjøen til Gresslidammen basert på skalert vannføring fra Kistafoss.

	Vekt	Sikkerhet	Aune (Metode 2, skalering)	
			Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	3	3	5	10.8
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	2	2	3	36
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	3	2	5	-343
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	1	3	1	127
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	3	2	1	4350
Indikatorverdi for vannføring:			3.43	
Indikator			Moderat	



## 5.4 Hydrologiske indekser i Surna



Figur 11. Oversikt over vannkraftverksystemet i elva Surna

Tre vannforekomster i Surna som dekker ulike typer vannføringsendringer er klassifisert. Surnas nedre del (nedstrøms utløpet fra Trollheim kraftverk) har ikke fraført vann, men endret hydrologiske regime. Surnas midtre del (mellom utløpet fra Trollheim og nedstrøms samløpet med Rinna) har fraført vann, mens Surna øvre del (oppstrøms samløpet med Rinna) ikke har noe fraført vann eller betydelig regulering. Det er derfor ikke beregnet noen indekser for vannforekomsten "Surna øvre". Hydrologiske indekser for Surna er tidligere funnet gjennom bruk av hydrologisk variasjonsanalyse, tilsvarende IHA ("Index of Hydrological Alteration") beskrevet av Richter m.fl. (1996).

### 5.4.1 Hydrologiske indekser for Surna midtre del (112-162-R)

Vannforekomsten strekker seg fra Rindal nedstrøms samløpet med elva Rinna til utløpet fra Trollheim kraftverk. Verdiene som gir grunnlaget for indekser for Surna midtre del er hentet fra Halleraker m.fl. (2006), og er ikke oppdatert med nyere data. Det er en liten usikkerhet i beregningene da det ikke er lange måleserier på denne delen av Surna. Påliteligheten er likevel vurdert som høy.

Tabell 7. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 112-162-R, Surna midtre del.

	Vekt	Sikkerhet	Surna midtre del	
			Verdi	Endring
<b>Endring i total vannføring i %</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>52.7</b>
<b>Minste ukemiddel vannføring juni-september i %</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>49.8</b>
<b>Minste ukemiddel vannføring november-mars i %</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>47</b>
<b>Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>10</b>
<b>Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>80</b>
<b>Indikatorverdi for vannføring:</b>			<b>1.67</b>	
<b>Indikator</b>			<b>Dårlig</b>	

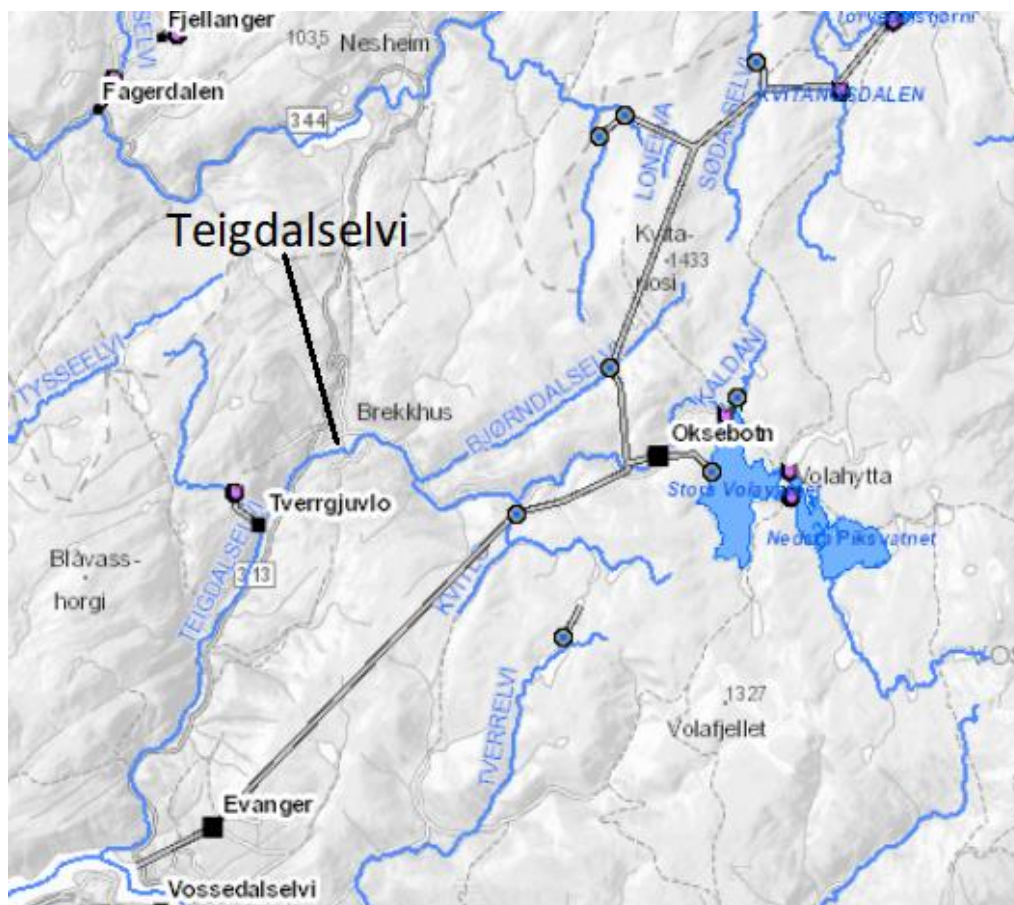
### 5.4.2 Hydrologiske indekser for Surna nedre del (112-30-R)

Denne vannforekomsten ligger nedstrøms utløpet av Trollheim kraftverk. Det observeres tidvis raske vannstandsendringer på strekningen når Trollheim kraftverk effektkjører eller varierer driften. Data er hentet fra Halleraker m.fl. (2006) som har brukt vannføringsstasjoner på strekningen fra utløpet av Trollheim kraftverk til Skei. Skjermo målestasjon registrerer vannføring med 10 minutters intervall og kan derfor brukes til å beregne indekser for korttids vannføringsendringer. Legg merke til at den samlede indikatoren går ned fra 3.67 (god) til 2.93 (moderat) på grunn av effektkjøringen.

Tabell 8. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 112-30-R, Surna nedre del.

	Surna nedre del			
	Vekt	Sikkerhet	Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	3	3	5	0
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	2	3	5	0
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	3	3	5	0
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	1	3	1	10
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	3	3	1	95
Forholdstall $Q_{høy}/Q_{lav}$	1	3	4	2
Korttids endring i vannstand cm/time	3	3	4	12
Endring i vanndekket areal fra $Q_{høy}$ til $Q_{lav}$	2	3	4	9
Indikatorverdi for vannføring:			3.67	
Indikatorverdi for effektkjøring:			4.00	
Indikatorverdi for vannføring korrigert for effektkjøring:			2.93	
Indikator			Moderat	

## 5.5 Hydrologiske indekser i Teigdalselvi



Figur 12. Oversikt over vannkraftsystemet i Teigdalselvi.

Denne vannforekomsten ligger i den fraførte strekningen nedenfor flere inntak og magasin. Det er ingen observerte data for den uregulerte perioden, så data fra NVEs NEVINA har blitt brukt for middel- og lavvannføring. Dette ble gjort som beskrevet i kapittel 5.1.2, der verktøyet ble kjørt for det regulerte og uregulerte tilsiget i feltet, beregnet ved utløpet av Teigdalselvi. Det er ingen minstevannføringskrav i elva, så det var antatt at lavvannføringen kun bestod av resttilsiget fra det uregulerte feltet. Slukeevnen til kraftverket er relativt stor i forhold til middelvannføringen, så det var også antatt at middelvannføringen for den regulerte perioden var representert av resttilsiget fra det uregulerte feltet. Dette gir kanskje en litt større reduksjon i middelvannføring enn det som er reelt, ettersom det vil være spill forbi inntakene ved høye vannføringer. Modellering av uregulert flom vil kreve betydelig innsats, og det har i stedet blitt antatt at flom er redusert grunnet flomdemping fra magasin og fraføring av vann. Slukeevnen til Evanger kraftverk ( $54\text{m}^3/\text{s}$ ) utgjør en relativt stor prosentandel av det som ifølge NEVINA er uregulert 10-årsflom ( $214\text{m}^3/\text{s}$ ), men dette tar ikke hensyn til tilførsel av vann fra overføringene i nord) ved utløpet av Teigdalselvi. Dette i tillegg til effekten fra de to magasinene har gitt en skjønsmessig vurdering av "Moderat" (3) for begge flomindikatoren, men med lav sikkerhet. De andre indikatoren er gitt middels sikkerhet.

Legg merke til at den lavere sikkerheten gjør at vekten til de forskjellige indikatoren er endret. Dette vil også bli tatt hensyn til når dette temaet vektet sammen med de andre temaene.

Tabell 9. Hydrologiske indekser og samlet indikator for hydrologi i vannforekomst 062-71-R, Teigdalselvi

	Vekt	Sikkerhet	Teigdalselvi	
			Verdi	Endring
Endring i total vannføring i %	2	2	2	50
Minste ukemiddel vannføring juni-september i %	1.33	2	1	74
Minste ukemiddel vannføring november-mars i %	2	2	1	68
Endret frekvens på den flom som er årsflom uregulert	0.33	1	3	9*
Endret frekvens på den flom som er ti-års flom uregulert	1	1	3	29*
<b>Indikatorverdi for vannføring:</b>			<b>1.70</b>	
<b>Indikator</b>			<b>Dårlig</b>	

\*Flomfrekvens satt for å gi moderat verdi, basert på skjønsmessige vurderinger.

## 6 Hydromorfologisk klassifisering av to vannforekomster i Fjellhamarelva

I det følgende er det foretatt en klassifisering av hydromorfologisk tilstand i to vannforekomster i et urbant vassdrag i Akershus, Losbyelva og Fjellhamarelva («Sagelva»), og hydromorfologisk tilstandsklasse er sammenlignet med data som er lagt til grunn ved klassifisering av økologisk tilstand, for å belyse mulige sammenhenger mellom økologisk tilstand og hydromorfologisk tilstand.

Vassdraget Losbyelva/Fjellhamarelva i Lørenskog kommune er et sidevassdrag til Nitelva og Glomma ved Øyeren. Store deler av nedbørsfeltet ligger i urbane områder, med bydeler til Lillestrøm som Skjetten, Fjellhamar og Lørenskog. Vassdraget var viktig for regional industrialisering på 1800-tallet, både for vannkraft og som resipient, og nedre deler (Fjellhamarelva) går nå gjennom industriområder med tette flater, næringsbygg, jernbane og store gjennomfartsveier. Naturgeografisk ligger nedbørsfeltet på sur gneis, som til dels er overdekket med marin leire. Kulturlandskap og jordbruk med korndyrking er også utbredt, særlig i øvre deler (Losbyelva).

Fjellhamarelva er klassifisert som leirvassdrag, med 21% leirdekning. Nedbørsfeltet er delt i flere vannforekomster, men hovedvassdraget er delt i to - Losbyelva («Nedre Losbyvassdraget med tilløpsbekker», VF 002-3455-R) og Fjellhamarelva («Fjellhamarelva/Sagelva», VF 002-3520-R).

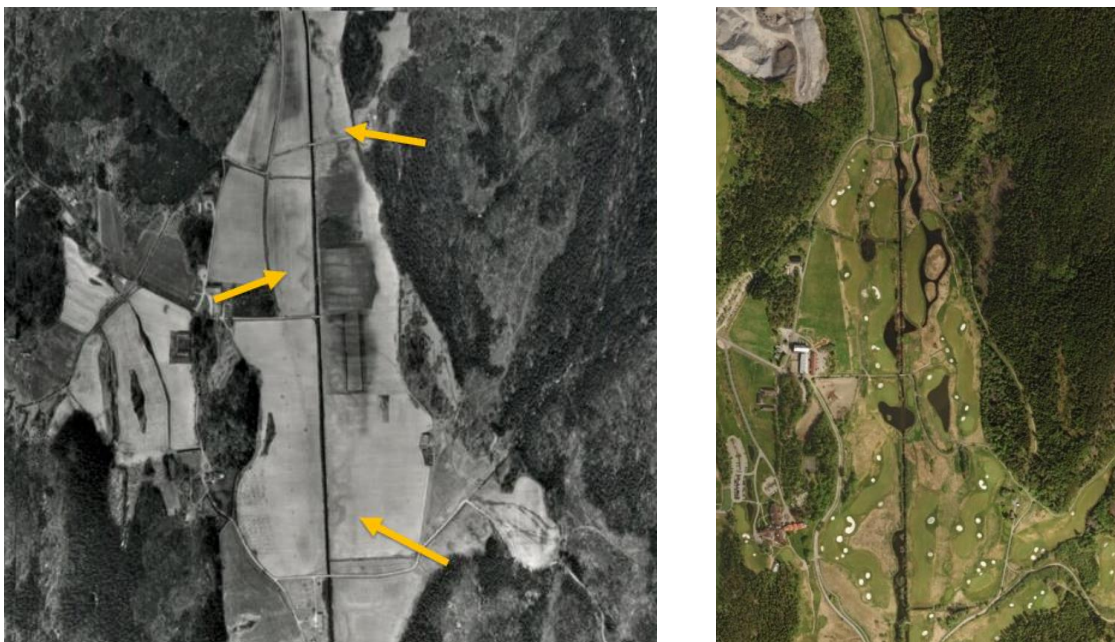
NVE Atlas har ingen registrerte sikringstiltak i de to vannforekomstene.

### 6.1 Losbyelva

Losbyelva i Lørenskog har sine kilder i Østmarka, og samler seg i Mønevannet, som tidligere var noe oppdemmet for kraftproduksjon (nå nedlagt kraftverk). Elva renner nordover til Fjellhamar. Vannforekomsten omfatter strekningen fra demningen ved Mønevann til samløp med Fjellhamarelva. Nedbørsfeltet er på 54,5 km<sup>2</sup>, og elvas lengde er 8 km. Ifølge Vann-Nett er den typifisert til «lite kalkrik elv i lavland». Mye av elveløpet går gjennom kulturlandskap, med innslag av leire. I 1930-årene ble øvre deler rettet ut og kanalisert for å frigjøre dyrkbar jord. På et flyfoto fra 1950-tallet beskriver det kanaliserte elveløpet en rett linje mot nord, med sporene etter det opprinnelige (meandrerende) elveløpet fortsatt synlige (piler på Figur 13, venstre). Da området ble omgjort til golfbane omkring år 2000 ble deler av kanaliseringen tilbakeført til sitt opprinnelige løp, slik det kan sees på Figur 13, høyre.

Ifølge OFAs nettsider er det mort, laue, abbor, hork, lake, ørret og gjedde i Losbyelva. Vassdraget var tidligere en viktig forekomst for kreps, og noe kreps finnes fortsatt.

Det finnes ingen biologiske data for vannforekomsten tilpasset vannforskriften, og økologisk tilstand er derfor klassifisert etter data på vannkjemi. Her er tilstand satt til «moderat», basert på forhøyete verdier for næringsalter. I 2010 ble det imidlertid foretatt en grundig undersøkelse av bunnsfaunaen (Andersen 2010). Funnene ble tilstandsklassifisert etter ISO short score og Chandler Biotic Score Index. Denne ligner konseptuelt på ASPT indeksen som anvendes i Vannforskriften, og vi antar her at det er dekning for konvertering til sistnevnte indeks. Alle stasjonene i Losbyelva kom da ut med «god økologisk tilstand». I henhold til Klassifiseringsveilederen skal likevel økologisk tilstand settes til «moderat» i tilfeller der vannkjemiske støtteparametere indikerer moderat, selv om bunndyr tilsier «god», tilstand. På Vann-Nett fremheves «stor påvirkning» fra hydromorfologiske inngrep (dammer, barrierer og sluser) og diffus avrenning fra husdyrhold og dyrka mark som viktigste påvirkninger.



Figur 13. Kanalisering i øvre deler av Losbyelva. Det naturlig meandrerende elveløpet ble rettet ut og kanalisert på 1930-tallet (venstre), men nordre deler ble delvis tilbakeført til sitt opprinnelige løp i forbindelse med åpning av ny golfbane omkring år 2000 (høyre).

Feltbefaringer, Vann-Nett og NVE Atlas har vært konsultert for å identifisere og kvantifisere hydromorfologiske påvirkninger av Losbyelva. I det følgende gjennomgås kort de ulike indikatorene og hvordan de ble beregnet for Losbyelva.

### 6.1.1 Prosesser på langs og på siden av elva

#### Flomvern

Det finnes ikke data for flomvern i Losbyelva i NVE Atlas. Ved befaring ble det ikke identifisert forbygninger som hindret elvas kontakt med flomslettene. Noen flomhindre finnes lavt nede i vannforekomsten, der Sykehusveien og Strømsveien krysser elva og flomslettene og er bygd opp for å sikre gjennomfart også i flomperioder. Dette er imidlertid til begrenset hinder for flomvann, og omfanget av flomvern i Losbyelva beregnes til < 5 %.

#### Forbygning/erosjonssikring

Det ble identifisert korte strekninger med plastring/erosjonssikring i enkelte yttersvinger på meandrerende strekninger, bl.a. i Neskulpen. Omfanget er imidlertid under 5%. Flere steder var det også spor etter nylig lateral erosjon, som viser at elvas erosjon er aktiv.

#### Kantvegetasjon

Graden av kantvegetasjon langs elveløpet ble beregnet på basis av Norge i Bilder, og kvalitetssikret ved befaring. Kantvegetasjonen er varierende, og på enkelte strekninger mangler den på den ene eller på begge sider. Selve vannforekomsten ble målt (Norgeskart.no) til 8,23 km, og høyere kantvegetasjon ble anslått til å finnes langs 45 % av elveløpet.

#### Innskjæring

Det var enkelte små nye flomsletter på lavere nivåer, med bredde fra 2-6 m, særlig nedstrøms Hammer bru. Høydedifferansen mellom de opprinnelige og de nye økte med 0,7 m fra Hammer bru til Sykehusveien, noe som tolkes som en pågående innskjæring og redusert kontakt til opprinnelige flomsletter og flomdammer (Figur 14).



Figur 14. Om sommeren er de begynnende små flomslettene bare svakt synlig enkelte steder langs Losbyelva, som begynnende tegn på innskjæring

### 6.1.2 Andre indikatorer

For hovedtemaene Barrierer, Prosesser og effekter i elveløpet, og Hydrologiske forhold ble ingen relevante data eller observasjoner funnet. Disse indikatorene regnes dermed ikke som relevante for Losbyelva. Det finnes enkelte bruer der veier krysser vannforekomsten, og disse kan fungere som feller for trær og kvist som transporteres nedover elva. Men for øvrig finnes ingen forbygninger av noen art. Det ble ikke funnet noen barrierer som kunne føre til oppstuvning i Losbyelva.

Vannforekomsten begynner ved utløpet fra Mønevannet i sør, som er demmet opp ved et nå nedlagt lite kraftverk. Dette har ikke vært i drift på mange tiår, og vi regner med effekten som helt marginal.

### 6.1.3 Samlet klassifisering i Losbyelva

Klassifisering av hydromorfologisk tilstand i Losbyelva ble derfor basert på at endringer kun ble registrert for hovedtema nr. 1, dvs. klassifiseringen er dermed kun basert på kun fire indikatorer. Etter beregning og vekting gir dette en hydromorfologisk tilstand tilsvarende 4,2, som er over miljømålet, og gir «god hydromorfologisk tilstand».

Det var ingen klare indikasjoner på noen sammenheng mellom hydromorfologisk tilstand og økologisk tilstand. Mulige habitatrelaterte effekter er særlig relatert til innskjæring, som gradvis reduserer hydrologisk kontakt med flomslettene om den fortsetter, og bruer, som fungerer som «feller» for trær, som derpå fjernes av Statens Vegvesen to ganger årlig (for å hindre oppstuvning av vann oppstrøms bruene). Redusert forekomst av død ved i Losbyelva er assosiert med redusert habitatvariasjon, noe som blant annet kan tenkes å påvirke populasjonen av kreps, og enkelte fiskearter.



Tabell 10. Endring og klassifisering av indikatorer for hydromorfologi i Losbyelva

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern	4		5	3.00
	% løpemeter erosjonssikring	4		5	3.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	45		3	2.00
	Gjennomsnittlig senking av elveløp	70		3	2.00
Barriærer	Barriæreeffekt				0.00
	Fragmenteringsgrad				0.00
	% påvirket av oppstuvning				0.00
	Reguleringsgrad				0.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment				0.00
	% løpemeter påvirket av strukturer				0.00
	Endring i elvetype				0.00
	Endring i skjulklasse				0.00
Vannføring	Total vannføring				0.00
	Lavvannføring sommer				0.00
	Lavvannføring vinter				0.00
	Ny frekvens 1-års flom				0.00
	Ny frekvens 10-års flom				0.00
	Qhøy/Qlav				0.00
	cm/time endring				0.00
	Endring dekket areal				0.00

Tabell 11. Hydromorfologisk klassifisering per tema og totalt sett for Losbyelva

HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	4.20	God	1.00
Barrierer	-9999	N/A	0.00
Elveleiet	-9999	N/A	0.00
Vannføring	-9999	N/A	0.00
Effektkjøring	-9999	N/A	0.00
Vannføring korrigert for effektkjøring	-9999	N/A	
Morfologi	4.20	God	0.56

HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	4.20	God	1.00
Morfologi, konnektivitet, hydrologi lik vekt:	N/A	N/A	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	N/A	N/A	

## 6.2 Fjellhamarelda/Sagelva

002-3520-R Fjellhamarelda/Sagelva er en «liten, kalkrik elv i lavlandet», 7 km lang. Vannforekomsten begynner i utløpet av Langvatnet i vest, og slutter ved samløpet med Nitelva. Vannforekomsten har 10 ulike fiskearter, med mort og abbor som de vanligste. I de vestligste (og øvre) fem km er elva sakteflytende og meandrer gjennom leirlandskap, med mye urbanisering (industri, tette flater, blokkbebyggelse), mens den siste strekningen er gjennom brattere lende – først gjennom tett skog i en liten bratt dal, og så i fossefall og stryk ned til Nitelva (Figur 15).



Figur 15. Den siste strekningen før samløp med Nitelva skifter Fjellhamarelda karakter, fra å være stilleflytende, til å gå i bratt fall ned skrentene mot Nitelva. På dette korte avsnittet er det bygd flere terskler og demninger, og brua nedenfor Sagdalen har i mange år tjent som punkt for vannkjemisk og biologisk overvåking (stasjon «F 3»).

Vannområde Leira/Nitelva har i mange år prøvetatt begroingsalger og bunndyr ved stasjon «F3», under brua nedenfor Sagdalen. Miljømålet om «god økologisk tilstand» er ikke nådd, da økologisk tilstand for bunndyr (ASPT, nEQR) var 0,38, dvs. «dårlig tilstand». Begroingsindeksen PIT (nEQR) viste 0,42, som er «moderat», men nær grensa til «dårlig». Dette er forankret i data for flere år, inklusive 2018 (muntlig info Line Gustavsens, VO Leira/Nitelva).

Andersen (2010) kartla bunndyrfaunaen langs mange stasjoner av vannforekomsten som han selv etablerte. Men Vannforskriftens metode for tilstandsklassifisering ble ikke brukt. Ikke desto mindre ble tilstanden på de fleste stasjonene i vannforekomsten klassifisert som «dårlig» (fra «mindre god» til «svært dårlig»), noe som rimer med data fra VO Leira/Nitelva.

### 6.2.1 Prosesser på langs og på siden av elva

#### Flomvern

Det finnes ikke data for flomvern i Fjellhamarelda i NVE Atlas. Ved befaring ble det ikke identifisert spesifikke forbygninger som hindret elvas kontakt med flomslettene, der slike fantes.

#### Forbygning/erosjonssikring

Det finnes ikke data for forbygning i Fjellhamarelda i NVE Atlas. Det ble ved hjelp av informasjon fra Norge i Bilder og befaring identifisert korte strekninger med steinfyllinger som erosjonssikring i enkelte yttersvinger og langs strekninger der industri og næringsbygg var plassert rett ved elva (Figur 16). Omfanget ble estimert til 6-8 %.



Figur 16. En del næringsbygg er plassert langs Fjellhamarelva og i den forbindelse har breddene langs ellers meandrerende strekninger blitt forsterket og stabilisert ved hjelp av steinfyllinger.

#### Kantvegetasjon

Kantvegetasjonen langs elveløpet ble beregnet på basis av Norge i Bilder, og kvalitetssikret ved befarings. Kantvegetasjonen er i all hovedsak sammenhengende på begge sider, bortsett fra korte avsnitt der veier eller bebyggelse er plassert tett på elvestrengen. Kantvegetasjon er beregnet til å mange langs <5% av elveløpet.

#### Innskjæring

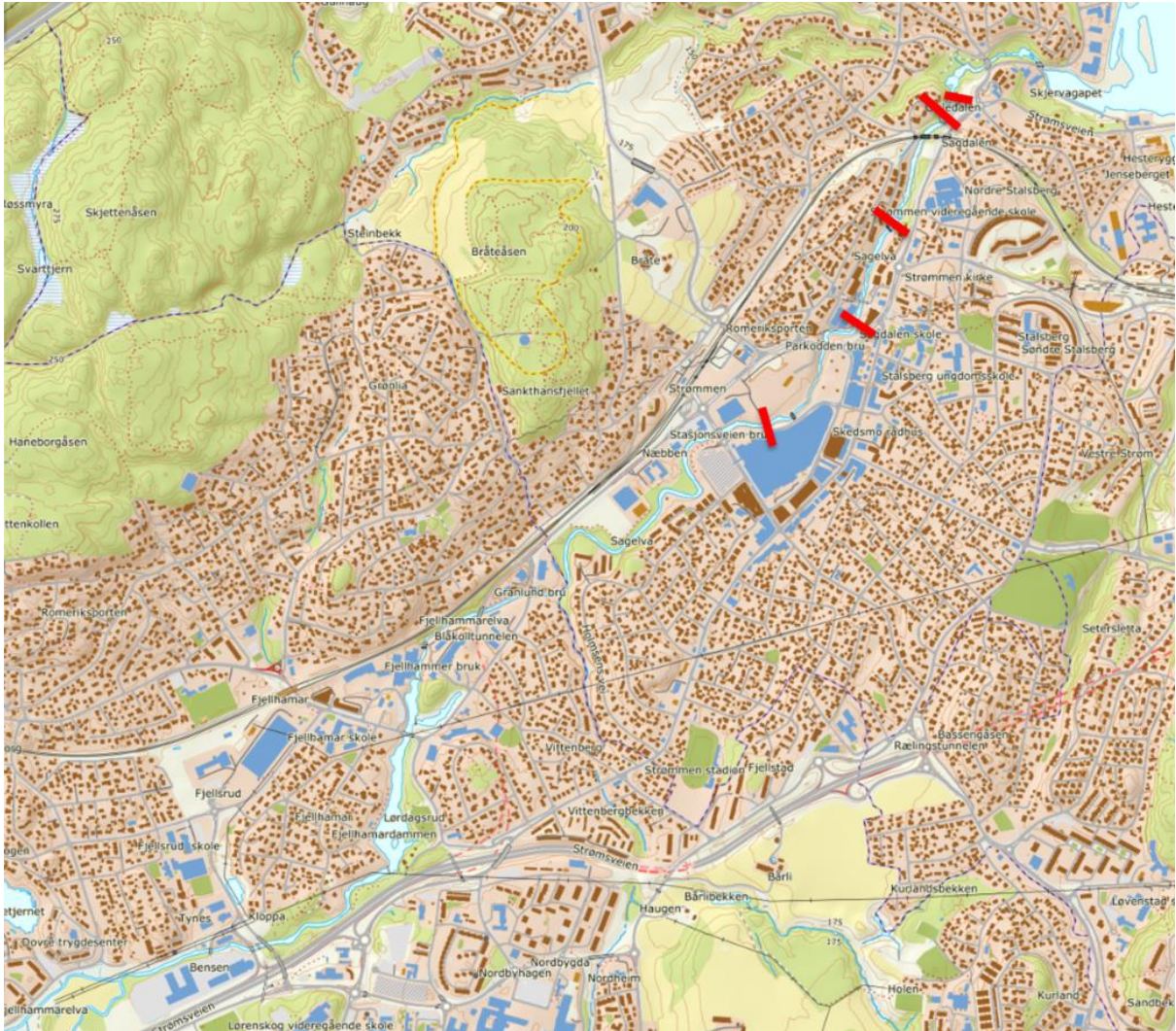
Det ble ikke funnet spor etter nye rudimentære flomsletter langs de meandrerende strekningene. Innskjæring settes følgelig til 0.

### **6.2.2 Barrierer**

#### Barriereeffekt

Kartet viser plasseringen av barrierer på tvers av elveløpet. I 1900 var det syv demninger på tvers av elva, i dag er fortsatt fem intakt: ved Strømmen Værksted, ved Trevarefabrikken, ved Flåen, og øvre og nedre Møllendam<sup>1</sup>. Disse er markert på kartskissen (Figur 17).

<sup>1</sup> <http://www.sagelvasvenner.org/index.php/fakta/147-demningerisagelva>



Figur 17. Tversgående barrierer i Fjellhamar elva (rødt) som vil fungere som vandringshindre for fisk.

Av de fem demningene er fire fullstendige vandringshindre for fisk. Barriereeffekten av disse (BE) blir følelig:  $BE = 1 - (L_{rest}/L_{ref}, \text{ dvs. } 1 - (450/7000) = 0,95.$

#### Fragmenteringsgrad

Basert på 2.1. kan fragmenteringsgraden (FG) settes til:  $FG = 1 - (1/5+1) = 0,83.$

#### Oppstuvningsgrad

Arealet oppstuvet oppstrøms barrierer ble estimert ut fra kart over demninger og oppstuvet vannareal (markert med lys blått). Fjellhamardammen er nå bygd opp der «Slora» tidligere lå. Likevel må dette arealet inkluderes. Basert på foreliggende informasjon ble mellom 20 og 25 % av elveløpet beregnet til å være oppstuvet i dag.

#### Barrierer oppstrøms

Det er ingen barrierer i vannforekomstene oppstrøms.

For hovedtemaene Prosesser og effekter i elveløpet og hydrologiske forhold er ingen data relevant, og disse indikatorene ble derfor ikke inkludert i klassifiseringen.

### 6.2.3 Samlet klassifisering i Fjellhamarelva

Klassifisering av hydromorfologisk tilstand i Fjellhamarelva er basert på at endringer kun ble registrert for hovedtema nummer 1 og 2. Klassifiseringen er dermed kun basert på 8 indikatorer. Etter beregning og vektning gir dette en hydromorfologisk tilstand tilsvarende 3,53. Hydromorfologisk tilstand i Fjellhamarelva er dermed så vidt klassifisert som god.

Økologisk tilstand for samme vannforekomst er satt ved hjelp av bunndyr og begroing, med eutrofiering og organisk stoff som påvirkningsfaktor. Det er slik sett ikke noen klar sammenheng mellom økologisk tilstand og hydromorfologisk tilstand.

Tabell 12. Endring og klassifisering for indikatorer for hydromorfologi i Fjellhamarelva (Sagelva).

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern	0		5	3.00
	% løpemeter erosjonssikring	7		4	3.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	5		5	2.00
	Gjennomsnittlig senking av elveløp	0		5	2.00
Barriærer	Barriæreeffekt	0.95		1	3.00
	Fragmenteringsgrad	0.83		1	2.00
	% påvirket av oppstuvning	22.5		4	3.00
	Reguleringsgrad	0		5	1.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment				0.00
	% løpemeter påvirket av strukturer				0.00
	Endring i elvetype				0.00
	Endring i skjulklasse				0.00
Vannføring	Total vannføring	0	3	5	3.00
	Lavvannføring sommer	0	3	5	2.00
	Lavvannføring vinter	0	3	5	3.00
	Ny frekvens 1-års flom	0	3	5	1.00
	Ny frekvens 10-års flom	0	3	5	3.00
	Qhøy/Qlav				0.00
	cm/time endring				0.00
	Endring dekket areal				0.00

Tabell 13. Hydromorfologisk indeks per tema og totalt for Fjellhamarelva (Sagelva).

HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	4.70	Svært god	1.00
Barrierer	2.44	Dårlig	1.00
Elveleiet	-9999	N/A	0.00
Vannføring	5.00	Svært god	1.00
Effektkjøring	-9999	N/A	0.00
Vannføring korrigert for effektkjøring	5.00	Svært god	
Morfologi	4.70	Svært god	0.56

HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	4.05	God	1.00
Morfologi, konnektivitet, hydrologi lik vekt:	3.93	God	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	4.43	God	

## 7 Hydromorfologiske klassifisering av to vannforekomster i Glomma

### 7.1 Glomma fra Høyegga til Atna (002-1686-R)

Denne vannforekomsten strekker seg fra inntaksmagasinet til Høyegga-dammen sør for Alvdal, som ble etablert i forbindelse med overføring av vann fra Glomma til Rendalen kraftverk i Renavassdraget, til samløpet med sideelva Atna ved Atna sentrum (fig. 4.1). Dette er en variert strykestrekning av Glomma på 38 km som renner gjennom et tynt befolket område. Det er noe landbruksvirksomhet langs Glomma på denne strekningen, men skog og utmark er dominerende.



Figur 18. Kartutsnitt som viser vannforekomsten Glomma, Høyegga – Atna (002-1686-R)

Konsesjonen til Rendalsoverføringen ble gitt i 1966 og dammen ved Høyegga og overføringen av vann til Rendalen kraftverk stod ferdig i 1971. Opprinnelig konsesjon tillot overføring av inntil 55 m<sup>3</sup>/s av vann fra Glomma til Rendalen kraftverk. Konsesjonen ble endret i 2015 og det ble da gitt tillatelse til overføring av inntil 60 m<sup>3</sup>/s. Manøvreringsreglementet innebærer at det til enhver tid skal slippes minimum 10 m<sup>3</sup>/s forbi dammen. I tillegg skal summen av vannføringen forbi Høyegga og lokaltilsiget i Atna utgjøre minimum 40 m<sup>3</sup>/s fra lavvannføringens slutt på våren og fram til 1. september. Sistnevnte reglement ble endret i forbindelse med at det ble gitt tillatelse til 5 m<sup>3</sup>/s økt overføring til Rendalen kraftverk og vurderes som en forbedring av miljøbetingelsene ved at kraftproduksjonen økes i perioder med rikelig med vann i Glomma mot at minstevannføringsslippet i Glomma fra Høyegga økes i tørre perioder på sommeren. Overføringen av vann til Rendalen kraftverk fører til at vannføringen på hele den 121 km lange strekningen fra Høyegga til samløpet med Søndre Rena ved tettstedet Rena er en minstevannføringsstrekning, men den relative vannføringsreduksjonen i Glomma avtar etter hvert som små og store (f.eks. Atna og Imsa) sidevassdrag kommer inn på minstevannføringsstrekningen.

Overføringen av inntil 60 m<sup>3</sup>/s vann fra Glomma til Rendalen kraftverk og barriereeffekten av demningen ved Høyegga er årsaken til denne vannforekomsten er definert som en sterk modifisert vannforekomst (SMVF). I vann-nett er økologisk tilstand satt til moderat økologisk potensial. Kvalitetsselement fisk er vurdert til god økologisk potensial i 2014. Det foreligger svært lite overvåkingsdata fra denne strekningen, f.eks. er det gjennomført strandnært elektrisk fiske to ganger etter utbygging, i 1975 (Borgstrøm m.fl. 1976) og i 2015 (Olstad & Museth 2016). Oppgangen av harr og ørret i fisketrappa ved Høyegga er overvåket i regi av Glommaprosjektet/GLB/Eidsiva i fra 1985 og fram til dags dato (van Leeuwen m.fl. 2016).

### 7.1.1 Prosesser på langs og på siden av elva

For å vurdere de ulike indikatorene har vi brukt NVE Atlas, Norge i bilder og observasjoner gjort i forbindelse med feltarbeid i 2015 og flere befaringer i forbindelse med ombygging av fisketrappa ved Høyegga. Erfaringsmessig er det ikke alle flomsikringstiltak som ligger i NVE Atlas, men i denne vannforekomsten tror vi dataene som ligger her er tilfredsstillende. Det er noe usikkerhet knyttet til eventuelle gamle sikringstiltak mot jernbanen, men utstrekningen av disse er uansett beskjedne.

#### Lateral konnektivitet og erosjonssikring, forbygning

Glomma mellom Høyegga og Atna renner som nevnt gjennom tynt befolkede områder med noe landbruksaktivitet. Ifølge NVE Atlas er det totalt 13 sikringstiltak fordelt på hver side av elva og disse utgjør samlet 3 200 m av totalt 75 600 m elvebredd (37 800 m × 2). I forhold til indikator «erosjonssikring, forbygning» er denne beregnet til 4,2 (% løpemeter elv påvirket), mens i forhold til indikator «lateral konnektivitet» er denne beregnet til 1,5 (% løpemeter elv påvirket). Bakgrunnen for dette er at en del av tiltakene som er gjennomført er rene erosjonssikringer og har ikke redusert den laterale konnektiviteten til f.eks. flomsletter. Det knytter seg noe usikkerhet til om nåværende dyrka mark på noen begrensede områder tidligere var funksjonelle elvesletter, men dette utgjør uansett en svært liten del av elvestrekningen. Begge disse indikatorene gir HyMo-tilstandsklasse *svært god*.

#### Kantsonevegetasjon

I og med at elva renner gjennom mye skogs- og utmarksområder er kantvegetasjonen i stor grad intakt. Det er imidlertid en del landbruksområder der kantsona er svært smal (enkelttrekke med trær/busker) eller mangler og vi har beregnet at kantsona mangler på 30% av den totale elvebredd. Dette tilsvarer tilstandsklasse *god*.

#### Innskjæring

På grunn av beskjedent omfang av inngrep langs elva har vi vurdert at disse ikke har ført til senkning av elveløpet, men det ble gjort en del tiltak etter terskelforliket som ble inngått i 1991, men med unntak av utgraving av noen kulper var det dominerende tiltak heving av elvebunnen i forbindelse med bygging av terskler.

Beregningen av indeksen for «prosesser langs og på siden av elva» gir tilstandsklasse *svært god* og dette virker rimelig ut fra det beskjedne omfanget av inngrep langs denne vannforekomsten.



## 7.1.2 Barrierer

### Barriereeffekt (BE)

Den øvre avgrensingen til vannforekomsten er Høyeggadammen og det er denne som påvirker de morfologiske forholdene i denne vannforekomsten. I og med at 200 m av vannforekomsten er inntaksmagasinet til Høyegga blir barriereeffekten for vannforekomsten isolert kun 0,05, dvs. svært god. Det er imidlertid ikke fornuftig å beregne BE for vannforekomstene isolert fordi fiskeartene i området vandrer mellom flere vannforekomster og i begge retninger. Vi har derfor valgt å inkludere elvestrekningen Høyegga – Røstefossen (kraftverksdam i Os kommune) i beregningen av BE. Da blir  $BE = 1 - (38 \text{ (avstand Atna - Høyegga)} / 117 \text{ (avstand Atna - Røstefossen)}) = 0,67$ .

### Fragmenteringsgrad

Fragmenteringsgraden innen vannforekomsten med én barriere blir 0,5, dette tilsvarer tilstandsklasse moderat. Det kan alltid diskuteres om fragmenteringsgrad burde inkludere en større del av Glomma og også Søndre Rena. I forbindelse med undersøkelser før bygging av Løpet kraftverk i Søndre Rena ble det merket harr i Søndre Rena (Løkensgård) som ble gjenfanget i Glomma ved Barkald (97 km oppstrøms samløpet Glomma/Søndre Rena) og i Solør-traktene (69 km nedstrøms samløpet Glomma/Søndre Rena). Dette vil si at for harr sin del har kraftverksdammene Braskereidfoss, Skjefstadfossen, Strandfossen og Høyegga i Glomma og kraftverksdammene Løpet og Storsjødammen ført til en fragmentering av leveområdet til harr i denne delen av Glomma. Betrakter vi fragmenteringsgrad (FG) på en slik skala blir denne 0,85, noe som tilsvarer tilstandsklasse *svært dårlig* uten at eventuelle barrierer i mindre sidevassdrag er tatt med.

### Oppstuvning fra barrierer

Oppstuvning fra barrierer er beregnet til 5% for vannforekomsten og inkluderer magasinet oppstrøms Høyegga-dammen og en liten effekt av oppstuvning fra 6-7 terskler som ble anlagt etter terskelforliket i 1991. Flere av disse ble ødelagt under storflommen i 1995 og det ble vedtatt og ikke bygge de opp igjen. Ut fra flyfoto identifiserte vi 2-3 gjenværende terskler / rester av disse og oppstuvningseffektene til disse ble beregnet til å være beskjeden og tilsvare tilstandsklasse *svært god*.

### Fragmentering og barrierer oppstrøms

Reguleringsgraden til magasinene oppstrøms Høyegga er 11%. Dette er relativt lavt og tilsvarer tilstandsklasse svært god. Denne parameteren er tatt med for å gi en indikasjon på dammer og redusert massetransport oppstrøms vannforekomsten. Det har blitt diskutert om avstand til nærmeste dam kan være en bedre indikator. For vannforekomsten Høyegga-Atna er dette Røstefossen som ligger 79 km oppstrøms.

Beregningen av indeksen for «barrierer» gir tilstandsklasse god og dette kan virke rimelig ut fra at det er lang avstand til nærmeste barriere nedstrøms (Strandfossen, ca. 150 km) og oppstrøms (Røstefossen, ca. 79 km), men vi vet imidlertid det var svært lange vandringer til harr og ørret før utbygging som også inkluderte vandringer forbi flere andre barrierer, bl.a. Braskereidfoss, Skjefstadfossen (Glomma), Løpet og Storsjødammen (Søndre Rena. Hvis vi hadde inkludert FG for en større skala enn selve vannforekomsten, som trolig er mer relevant for fiskevandring i en referansetilstand, indeksen «barrierer» fått tilstandsklasse *moderat*.

### 7.1.3 I elveleiet (substrat, strømning)

På grunn av lite før-data og overvåking av substratkvalitet var indikatorene under dette temaet de som var vanskeligst å beregne. Når det gjelder tilførsler og fjerning av masser ble det gjort en del inngrep under arbeidet med å etablere terskler, men mye av dette ble mer eller mindre tilbakeført under storflommen i 1995. Vi har satt denne indikatoren til 10 (% løpemeter påvirket) og dette tilsvarer tilstandsklasse *god*. Når det gjelder strukturer i elveleiet er dette svært beskjedent og er satt til 1 (% løpemeter påvirket) og dette tilsvarer tilstandsklasse *svært god*.

Indikatorene «Elvetyper fra miljødesign» og «substrat og hulrom» var vanskelige å beregne, men ut fra observasjoner under feltarbeid (strandnært elektrisk fiske) vurderte vi det som sannsynlig at kvaliteten på begge disse er redusert med en klasse, dvs. tilstandsklasse *moderat*. Det er betydelig usikkerhet knyttet til denne vurderingen, men observasjoner av relativt mye finstoff mellom steiner (som ble vurdert å være en langtidseffekt av regulering) gjør at vi valgte å ta med disse indikatorene.

### 7.1.4 Sluttkommentar

Uttestingen av den hydromorfologiske indeksen for denne vannforekomsten viste at det de hydrologiske endringene som ga størst negativt utslag på den hydromorfologiske indeksen (tabell 14 og 15).

Tabell 14. Endring og klassifisering av indikatorer for hydromorfologi i Glomma fra Høyegga til Atna.

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern	1.5		5	3.00
	% løpemeter erosjonssikring	4.2		5	3.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	30		4	2.00
	Gjennomsnittlig senking av elveløp	0		5	2.00
Barriærer	Barriæreeffekt	0.67		2	3.00
	Fragmenteringsgrad	0.5		4	2.00
	% påvirket av oppstuvning	5		5	3.00
	Reguleringsgrad	11		5	1.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment	10		4	1.00
	% løpemeter påvirket av strukturer	1		5	2.00
	Endring i elvetype	-1	1	3	1.00
	Endring i skjulklasse	-1	1	3	0.67
Vannføring	Total vannføring	43.5	3	3	3.00
	Lavvannføring sommer	72.7	3	1	2.00
	Lavvannføring vinter	64.8	3	1	3.00
	Ny frekvens 1-års flom	3.3	3	5	1.00
	Ny frekvens 10-års flom	20.5	3	3	3.00
	Qhøy/Qlav				0.00
	cm/time endring				0.00
Endring dekket areal				0.00	

Tabell 15. Hydromorfologisk indeks per tema og totalt for Glomma fra Høyegga til Atna.

HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	4.80	Svært god	1.00
Barrierer	3.78	God	1.00
Elveleiet	4.07	God	0.58
Vannføring	2.33	Dårlig	1.00
Effektkjøring	-9999	N/A	0.00
Vannføring korrigert for effektkjøring	2.33	Dårlig	
Morfologi	4.57	Svært god	0.81

HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	3.71	God	0.91
Morfologi, konnektivitet, hydrologi lik vekt:	3.49	Moderat	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	3.22	Moderat	

Dette virker umiddelbart fornuftig da det store inngrepet i denne vannforekomsten er overføringen av vann fra Glomma til Rendalen kraftverk. Samtidig sier reglementet at minimum 10 m<sup>3</sup>/s skal slippes over dammen (hele året) og dette er en betydelig minstevannføring så det virker fornuftig at den hydrologiske indeksen ikke er *svært dårlig*. Når det gjelder temaene «på langs av elva» og barrierer, var disse forholdsvis greie å beregne ut ifra tilgjengelig informasjon i NVE Atlas og analyse av Norge i Bilder. Det var imidlertid langt vanskeligere å vurdere endringer i substratet som følge av 50 år med regulering, og det er derfor viktig at habitat- og substratkvalitet overvåkes i regulerte vassdrag.

Hvis alle klassene som inngår i HYMO-indeksen tillegges lik vekt blir den hydromorfologiske indeksen *god*. Med tanke på at vannforekomsten er SMVF og at vannføringen er betydelig redusert, og trolig en flaskehals for fiskeproduksjonen i vannforekomsten virker dette noe snilt. Hvis den hydrologiske indeksen teller 50 % blir den hydromorfologiske indeksen *moderat*. Dette virker mer fornuftig ut fra påvirkningene i denne vannforekomsten.

I vann-nett er økologisk tilstand for kvalitetselement fisk satt til *moderat økologisk potensial*. Dette er nok gjort som en ekspertvurdering, men vi vet samtidig at det er betydelige fiskevandring gjennom fiskepassasjen i Høyegga (og derved må det også være en betydelig fiskeproduksjon nedstrøms). Strandnært elektrisk fiske som ble gjennomført i 2015 påviste årsunger av både harr og ørret i vannforekomsten noe som indikerer naturlig rekruttering (selv om harr yngel også kan ha driftet fra vannforekomster oppstrøms). Samtidig viste dette elektriske fisket at tetthetene av både harr og ørret var lave (gjennomsnittlig og høyeste tetthet på 12 stasjoner var hhv. 6 og 14. Hvis vi bruker tabell 6.13 i veilederen for tilstandsklassifisering (Direktoratsgruppa 2013) tilsvarer dette en økologisk tilstand på *dårlig-moderat*. Det er liten tvil om at redusert vannføring, og trolig også redusert habitatkvalitet, på denne strekningen har ført til redusert fiskeproduksjon. Samtidig er det naturlig rekruttering og det utøves et betydelig sportsfiske på denne strekningen – og en økologisk tilstand basert på kvalitetselement fisk på moderat virker fornuftig. Samtidig gir økologisk tilstandsklassifisering med kvalitetselement bunndyr

tilstandsklasse fra god (ASPT) til svært god (forsuring), men dette indikerer at vannkvaliteten er god og vi har per i dag ingen bunndyrindeks for hydromorfologiske endringer.

## 7.2 Glomma fra Alvdal til Høyegga (002-1684-R)

Denne vannforekomsten strekker seg fra Glomma nedstrøms samløpet med Folla ved Alvdal sentrum til inntaksmagasinet til Høyegga-dammen (fig. 4.2). Denne ble etablert i forbindelse med overføring av vann fra Glomma til Rendalen kraftverk i Renavassdraget (se kapittel 7.1. for nærmere beskrivelse). Dette er en relativt homogen og sakteflytende strekning av Glomma på 15 km, men noen kortere strykpartier finnes i de nedre delene av vannforekomsten, bl.a. ved Oppgardsholmen og Bellingmo. Den nedre delen av vannforekomsten er noe mer variert, og elva tar her flere løp på noen strekninger. Elva har også markerte svinger som medfører variasjon i vannhastighet mellom ytter- og innersvinger. Det er betydelig mer landbruksvirksomhet langs Glomma på denne strekningen enn på vannforekomsten som er beskrevet i kap. 7.1 (Høyegga – Atna).



Figur 19. Kartutsnitt som viser vannforekomsten Glomma, Alvdal - Høyegga (002-1686-R)

Denne vannforekomsten er oppstrøms inntaket til Rendalen vannkraftverk, og de hydrologiske endringene er langt mindre enn for vannforekomsten nedstrøms inntaket som er beskrevet i kap. 7.1 (Høyegga – Atna). En del av nedbørfeltet oppstrøms er imidlertid regulert av magasinene i Savalen og Aursunden, men de hydrologiske endringene dette medfører er relativt beskjedne. Den hydrologiske indeksen er beregnet til god (se kap. 5.2.1). Den største effekten av vannkraftproduksjon i denne vannforekomsten er trolig etableringen av inntaksmagasinet og oppstuvningseffekten av denne, i tillegg til barriereeffekten av demningen (se omtale i kap. 7.1.).

Med unntak av overvåkingen av fisketrappa i dammen ved Høyegga (Qvenild 2008) er det gjennomført få fiskebiologiske undersøkelser på denne strekningen de siste 40-50 år. Fisket på strekningen regnes i dag for

å være forholdsvis godt og merkingene i fisketrappa viste at ca. 50% av gjenfangstene ble foretatt innenfor denne vannforekomsten (Qvenild 2008). Det er betydelig fiskevandring i området, både innen vannforekomsten og mellom denne og vannforekomster som ligger opp- og nedstrøms. Selv om omfanget av fiskevandring utvilsomt er redusert som følge av Høyegga-dammen og flere andre kraftverksinstallasjoner i vassdraget, foregår det fortsatt betydelig vandring i systemet. Fisketrappa ved Høyegga er i dag den fiskepassasjen i Glomma med flest passerende harr og ørret (Van Leuween m.fl. 2016).

### 7.2.1 Prosesser på langs og på siden av elva

For å vurdere de ulike indikatorene har vi brukt NVE Atlas og Norge i bilder. Med unntak av befaringer knyttet til fiskepassasjen i dammen ved Høyegga er det ikke gjennomført befarings av området i forbindelse med klassifiseringen. Det var planlagt et elektrisk båtfiske i vannforekomsten regulanten, men dette ble ikke gjennomført som planlagt på grunn av ugunstige vannføringsforhold.

#### Lateral konnektivitet og erosjonssikring, forbygning

Områdene langs Glomma på denne strekningen er dominerte av landbruksområder, spesielt i øvre deler, men også noe skog/utmark. Ifølge NVE Atlas er det totalt 12 sikringstiltak fordelt på hver side av elva og disse utgjør samlet 2 741 m av totalt 15 000 elvebredd (15 000 m × 2). I forhold til indikatoren «erosjonssikring, forbygning» er denne beregnet til 10%, men det er stor usikkerhet knyttet til denne indikatoren og omfanget av eldre sikringsarbeider som ikke er registrert i NVE-Atlas. Ut fra vurderinger av flyfoto har vi beregnet at erosjonssikring og forbygning er noe høyere enn det som er registrert i NVE-Atlas og vi satt denne til 20%. Dette tilsvarer tilstandsklasse *god*. Indikatoren «lateral konnektivitet» er beregnet å være noe høyere med begrunnelse i at en betydelig del av denne elvestrekningen tidligere hadde funksjonelle flomsletter med meandersvinger og kroksjøer i naturtilstanden. Indikatoren «lateral konnektivitet» er beregnet til 40% og tilsvarer tilstandsklasse *moderat*.

#### Kantsonevegetasjon

Selv om det er ei smal stripe av vegetasjon mot elva mange steder, også i landbruksområdene, vurderer vi at en funksjonell kantvegetasjon mangler på en betydelig del av denne elvestrekningen. Vi har beregnet at kantsona mangler på 40% av den totale elvebredden. Dette tilsvarer tilstandsklasse *moderat*.

#### Innskjæring

På grunn av relativt beskjedent omfang av erosjonssikring og andre inngrep langs elva har vi vurdert at disse ikke har ført til senkning av elveløpet i nevneverdig grad.

Beregningen av indeksen for «prosesser langs og på siden av elva» gir tilstandsklasse moderat, og dette skyldes i stor grad fravær av funksjonell kantsone på en betydelig del av elvebredden.

### 7.2.2 Barrierer

#### Barriereeffekt (BE)

Den nedre avgrensingen til vannforekomsten er Høyeggdammen, dvs. med unntak av oppstuvningseffekten og sedimentering i inntaksmagasinet påvirker barrieren i relativt beskjeden grad de hydromorfologiske forholdene. Hvis man beregner barriereeffekten (BE) etter Sandlund m.fl. 2013 ville denne imidlertid blitt 1.0, det vil si svært dårlig, fordi dammen ved Høyegga er den nedre avgrensningen til vannforekomsten. Dette gir på ingen måte et riktig bilde av effekten på denne barrieren på vannforekomsten fordi dammen

har en relativt godt fungerende fiskepassasje (dvs. ikke 100% barriere for fisk) og at barrieren i relativt beskjeden grad påvirker de hydromorfologiske forholdene. Vi har derfor valgt å beregne BE for en lengre strekning av Glomma og inkludere inkluderer elvestrekningen Atna – Røstefossen (kraftverksdam i Os kommune) i beregningen av BE. Da blir  $BE = 1 - (38 \text{ (avstand Atna – Høyegga)} / 117 \text{ (avstand Atna – Røstefossen)}) = 0,67$  (som tilsvarer tilstandsklasse *dårlig*).

#### Fragmenteringsgrad

Fragmenteringsgraden innen vannforekomsten med én barriere blir 0.5, dette tilsvarer tilstandsklasse moderat. Det kan imidlertid alltid diskuteres om fragmenteringsgrad burde inkludere en større del av Glomma (se kapittel 7.1).

#### Oppstuvning fra barrierer

Oppstuvning fra barrierer er beregnet til 13% for vannforekomsten og dette skyldes inntaksmagasinet og oppstuvningseffekten av denne. Dette tilsvarer tilstandsklasse *god*.

#### Fragmentering og barrierer oppstrøms

Reguleringsgraden til magasinene oppstrøms Høyegga er 11%. Dette er relativt lavt og tilsvarer tilstandsklasse svært god. Denne parameteren er tatt med for å gi en indikasjon på dammer og redusert massetransport oppstrøms vannforekomsten. Det har blitt diskutert om avstand til nærmeste dam kan være en bedre indikator. For vannforekomsten Alvdal – Høyegga er dette Røstefossen som ligger 79 km oppstrøms.

Beregningen av indeksen for «barrierer» gir samlet tilstandsklasse *god*. Dette kan virke rimelig ut fra at det er lang avstand til nærmeste barriere nedstrøms (Strandfossen, ca. 150 km) og oppstrøms (Røstefossen, ca. 79 km), men vi vet imidlertid det var svært lange vandringer til harr og ørret før utbygging som også inkluderte vandringer forbi flere andre barrierer i vassdraget.

### **7.2.3 I elveleiet (substrat, strømning)**

På grunn av lite før-data og overvåking av substratkvalitet var indikatorene under dette temaet de som var vanskeligst å beregne. Vi har satt denne indikatoren til 10 (% løpemeter påvirket) og dette tilsvarer tilstandsklasse *god*. Når det gjelder strukturer i elveleiet er dette svært beskjedent og er satt til 4 (% løpemeter påvirket) og dette tilsvarer tilstandsklasse *svært god*.

Indikatorene «Elvetyper fra miljødesign» og «substrat og hulrom» var vanskelige å beregne, men vi har vurdert det som sannsynlig at kvaliteten på begge disse er redusert med en klasse, dvs. tilstandsklasse *moderat*. Det er betydelig usikkerhet knyttet til denne vurderingen, men inntaksmagasinet og oppstuvningseffekten av denne vurderes å redusere habitatkvaliteten noe.

### **7.2.4 Sluttkommentar**

Uttestingen av den hydromorfologiske indeksen for denne vannforekomsten viste at indeksen for alle temaene var *god* hvis klassene som inngår gis lik vekt.

Hvis alle klassene som inngår i HyMo-indeksen tillegges lik vekt blir den hydromorfologiske indeksen *god*. Med tanke på at vannforekomsten er SMVF og at det er betydelig endringer i forhold til «prosesser på langs og på siden av elva» virker dette noe «snilt», men vi ser at de ulike vektingene ikke gir utslag på den totale HyMo-indeksen, selv ikke om det laveste temaet skal telle. Hvis HyMo-indeksen skal reduseres fra *god* må den laveste indikatoren (Barriereeffekt BE) velges. I forhold til at vannforekomsten er SMVF kan det ut fra

vår klassifisering synes som om det er behov for å diskutere om denne vannforekomsten faktisk bør være SMVF.

I Vann-nett er årsaken til at vannforekomsten er SMVF begrunnet ut fra effekter av «dammer, barrierer og sluser for vannkraftproduksjon». Den økologiske tilstanden for kvalitetselement fisk satt til *moderat økologisk potensial*. Dette er nok som en ekspertvurdering og vurderes som fornuftig ut fra at det fortsatt er betydelig fiskevandring i området og et det er en betydelig fiskeproduksjon som gir grunnlag for et relativt omfattende fritidsfiske. Det er imidlertid liten tvil om at både fiskeproduksjonen og omfanget fiskevandring er betydelig redusert i forhold til naturtilstanden, og derfor vurderer vi at tilstandsklasse «god økologisk potensial» hadde vært en for snill vurdering.

Samtidig gir økologisk tilstandsklassifisering med kvalitetselement bunndyr tilstandsklasse fra svært god (ASPT og forsuring), men dette indikerer at vannkvaliteten er god og vi har per i dag ingen bunndyrindeks for hydromorfologiske endringer.

Tabell 16. Endring og klassifisering av indikatorer for hydromorfologi i Glomma fra Alvdal til Høyegga.

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern	40	2	3	2.00
	% løpemeter erosjonssikring	20	2	4	2.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	40	2	3	1.33
	Gjennomsnittlig senking av elveløp	10	2	5	1.33
Barriærer	Barriæreeffekt	0.67	2	2	2.00
	Fragmenteringsgrad	0.5	2	4	1.33
	% påvirket av oppstuvning	13	3	4	3.00
	Reguleringsgrad	11	3	5	1.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment	10	1	4	0.33
	% løpemeter pårivket av strukturer	5	2	4	1.33
	Endring i elvetype	0	2	5	2.00
	Endring i skjulklasse	-1	2	3	1.33
Vannføring	Total vannføring	1.7	3	5	3.00
	Lavvannføring sommer	1.2	3	5	2.00
	Lavvannføring vinter	-13.9	3	5	3.00
	Ny frekvens 1-års flom	1.8	3	5	1.00
	Ny frekvens 10-års flom	15.9	3	3	3.00
	Qhøy/Qlav				0.00
	cm/time endring				0.00
	Endring dekket areal				0.00

Tabell 17. Hydromorfologisk indeks per tema og totalt for Glomma fra Alvdal til Høyegga.

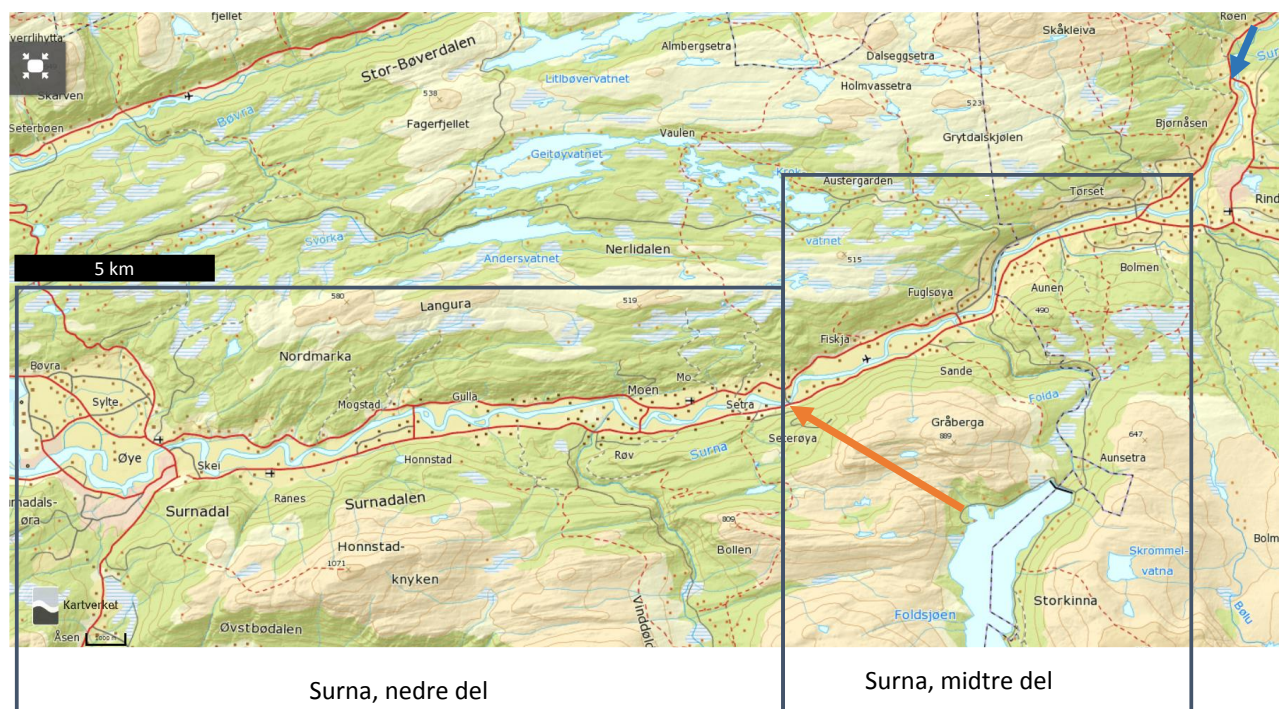
HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	<b>3.70</b>	God	<b>0.67</b>
Barrierer	<b>3.59</b>	God	<b>0.81</b>
Elveleiet	<b>4.13</b>	God	<b>0.63</b>
Vannføring	<b>4.50</b>	God	<b>1.00</b>
Effektkjøring	<b>-9999</b>	N/A	<b>0.00</b>
Vannføring korrigert for effektkjøring	<b>4.50</b>	God	
Morfologi	<b>3.89</b>	God	<b>0.65</b>

HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	<b>4.02</b>	God	0.79
Morfologi, konnektivitet, hydrologi lik vekt:	<b>4.04</b>	God	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	<b>4.21</b>	God	



## 8 Hydromorfologisk klassifisering av to vannforekomster i Surna

Vi har valgt to vannforekomster i Surna for testing av hydromorfologisk klassifisering. Vannforekomsten Surna midtre del (112-162-R) mellom samløp Rinna og utløpet av Trollheim kraftverk har sterkt redusert vannføring som følge av fraført vann til Follsjø magasin og Trollheim kraftverk. Vannforekomsten Surna nedre del (112-30-R) har ikke fraført vann, men har endret vannføring som følge av kraftverksdrift. Begge vannforekomstene er sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF). Figur 20 viser et kart over området med de to vannforekomstene inntegnet.



Figur 20. Oversiktskart over Surna med de to vannforekomstene. Pila på kartet viser overføring av vann fra Follsjø til Trollheim kraftverk.

### 8.1 Surna midtre del (112-162-R)

Denne delen av vassdraget har fraført vann fra elvene Rinna, lille Bulu, store Bulu og Folla, og de hydrologiske indeksene viser endringene godt (se kapittel 5.4.1 og tabell 18).

#### 8.1.1 Prosesser på langs og på siden av elva

Ved hjelp av NVEs kartlag "Sikringstiltak" fant vi at denne delen av vassdraget har erosjonssikring på 22 % av strekningen. Gjennom arbeidet med utprøving av ulike norske og internasjonale metoder for hydromorfologisk klassifisering (Harby m.fl. 2017), ble det utført forarbeid i GIS og feltbefaring av Surna. Fra dette arbeidet har vi beregnet at 30 % av strekningen mangler kantvegetasjon. Vi målte også senkningen av elveløpet til om lag 1m på denne strekningen. En liten del av strekningen har også flomvern, samt noe kanalisering. Kanaliseringen overlapper med strekninger som har erosjonssikring og er representert gjennom denne indikatoren.

### 8.1.2 Barrierer

Det er registrert en barriere på strekningen. I tillegg regner vi nedstrøms del av strekningen som en barriere som har betydning for fragmentering. Denne barrieren er skapt av overgangen mellom sterkt redusert vannføring til vannføringen nedstrøms kraftverksutløpet. Dette er et grunt og bredt parti som framstår som en barriere som vil gi fragmentering av habitater. Dette gir dermed en barriereeffekt på 0,3 og en fragmenteringsgrad også på 0,3. Reguleringsgraden er 40 % på denne strekningen.

### 8.1.3 I elveleiet

Det er forventet å finne alle skjulklasser i et vassdragsavsnitt som denne vannforekomsten representerer. På feltarbeid gjennom testing av internasjonale metoder (Harby m.fl. 2017) ble vektet skjulklasser ved bruk av miljødesign-metoden klassifisert til klasse 2. Vi hadde forventet å finne klasse 3, og indikatoren for endring i skjulklasser blir -1. På samme feltarbeid ble alle elvetyper funnet, og det ble ikke identifisert uttak av masser eller påvirkning av strukturer i nevneverdig grad.

### 8.1.4 Sluttkommentar

Tabell 18 og 19 viser resultatene fra klassifisering av indikatorer for Surna midtre del. Samlet sett gir både vektning der hydrologi teller halvparten og der hydrologi, morfologi og konnektivitet teller en tredjedel hver, moderat klasse. Hydrologien klassifiseres som dårlig, og hvis man bruker "en-ut-alle-ut"-prinsippet på temanivå, blir samlet klassifisering dårlig. Dersom dette gjøres på indikatornivå, vil manglende flommer gi svært dårlig klassifisering totalt sett. I Vann-nett er økologisk potensial klassifisert til moderat og hydrologisk tilstand er vurdert til dårlig. Dette overens med vår hydromorfologiske klassifisering.

Tabell 18. Endring og klassifisering av indikatorer for hydromorfologi i Surna (midte del).

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern	1		5	3.00
	% løpemeter erosjonssikring	22		4	3.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	30		4	2.00
	Gjennomsnittlig senking av elveløp	100		3	2.00
Barrierer	Barriereeffekt	0.3		4	3.00
	Fragmenteringsgrad	0.3		5	2.00
	% påvirket av oppstuvning	0		5	3.00
	Reguleringsgrad	40		4	1.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment	1		5	1.00
	% løpemeter påvirket av strukturer	1		5	2.00
	Endring i elvetype	0		5	3.00
	Endring i skjulklasser	-1		3	2.00
Vannføring	Total vannføring	52.7	3	2	3.00
	Lavvannføring sommer	49.8	3	2	2.00
	Lavvannføring vinter	47	3	2	3.00
	Ny frekvens 1-års flom	10	3	1	1.00
	Ny frekvens 10-års flom	80	3	1	3.00
	Qhøy/qlav				0.00
	cm/time endring				0.00
Endring dekket areal				0.00	

Tabell 19. Hydromorfologisk klassifisering per tema og totalt sett i Surna (midtre del).

HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	4.10	God	1.00
Barrierer	4.56	Svært god	1.00
Elveleiet	4.50	God	1.00
Vannføring	1.67	Dårlig	1.00
Effektkjøring	-9999	N/A	0.00
Vannføring korrigert for effektkjøring	1.67	Dårlig	
Morfologi	4.28	God	1.00

HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	3.71	God	1.00
Morfologi, konektivitet, hydrologi lik vekt:	3.50	Moderat	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	3.03	Moderat	

## 8.2 Surna nedre del (112-30-R)

Denne delen av vassdraget renner gjennom nedre del av dalføret med ustrakt jordbruksvirksomhet i bunnen av dalen. Vannføringen er her regulert gjennom driften av Trollheim kraftverk, men det er ikke fraført vann på strekningen. Likevel er den i Vann-nett klassifisert som sterkt modifisert vannforekomst med vannkraft som en viktig påvirkning. Strekningen er feilaktig beskrevet som "hydrologiske endringer uten minstevannføring".

### 8.2.1 Prosesser på langs og på siden av elva

Ved hjelp av NVEs kartlag "Sikringstiltak" fant vi at denne delen av vassdraget har erosjonssikring på 32 % av strekningen. Gjennom arbeidet med utprøving av ulike norske og internasjonale metoder for hydromorfologisk klassifisering (Harby m.fl. 2017), ble det utført forarbeid i GIS og feltbefaring av Surna. Fra dette arbeidet har vi beregnet at 33 % av strekningen mangler kantvegetasjon. Vi målte også senkningen av elveløpet til om lag 1m på denne strekningen. En liten del av strekningen har også flomvern, samt noe kanalisering. Det er imidlertid alltid et spørsmål om hva man skal velge som referansetilstand. Dalføret i nedre del av Surna er i dag preget av landbruk, og det er tydelige spor etter meanderende elv, kroksjøer og flomløp og lignende fra tidligere tider (se figur 21). Det har nok foregått en viss kanalisering og innskrenking av elvas graving sideveis. En naturlig konsekvens av dette er at elva må grave i dybden i stedet, noe som kommer til syne i parameteren senking av elveløp (innskjæring).

### 8.2.2 Barrierer

Vi har ikke identifisert noen barrierer på denne strekningen. Reguleringsgrad er 40 %.

### 8.2.3 I elveleiet

Det er forventet å finne alle skjulklasser i et vassdragsavsnitt som denne vannforekomsten representerer. På feltarbeid gjennom testing av internasjonale metoder (Harby m.fl. 2017) ble vektet skjulklasser ved bruk av miljødesign-metoden klassifisert til klasse 2. Vi hadde forventet å finne klasse 3, og indikatoren for

endring i skjulklasse blir -1. På samme feltarbeid ble alle elvetyper funnet, og det ble ikke identifisert uttak av masser eller påvirkning av strukturer i nevneverdig grad.



Figur 21. Nederst i elveløpet viser gamle kart at elveløpet har blitt noe modifisert (blå linje er dagens elveløp).

#### 8.2.4 Sluttkommentar

Tabell 20 og 21 viser resultatene fra klassifisering av indikatorer for Surna nedre del. Samlet sett gir alle måter å vekte sammen på god klasse. Det er vannføring korrigert for effektkjøring som gir dårligst status, spesielt på grunn av reduserte flommer. I Vann-nett er de hydrologiske endringene feilaktig beskrevet som manglende minstevannføring. Vann-nett bemerker at det som følge av reguleringen er redusert vanntemperatur på denne strekningen. I vårt system for klassifisering har vi tidligere diskutert å inkludere indikatorer for endringer i vanntemperatur (Harby m.fl. 2018). Dette ble imidlertid forkastet først og fremst på grunn av vanskeligheter med å framskaffe data. Det er trolig riktig at vanntemperaturendringer påvirker status i nedre del av Surna, og det er en liten svakhet med det forslåtte systemet at vanntemperatur ikke er inkludert.

Tabell 20. Endring og klassifisering av hydromorfologiske indikatorer i Surna (nedre del).

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern	1		5	3.00
	% løpemeter erosjonssikring	32		4	3.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	33		3	2.00
	Gjennomsnittlig senking av elveløp	100		3	2.00
Barriærer	Barriæreeffekt	0		5	3.00
	Fragmenteringsgrad	0		5	2.00
	% påvirket av oppstuvning	0		5	3.00
	Reguleringsgrad	40		4	1.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment	1		5	1.00
	% løpemeter påvirket av strukturer	1		5	2.00
	Endring i elvetype	0		5	3.00
	Endring i skjulklasse	-1		3	2.00
Vannføring	Total vannføring	0.4	3	5	3.00
	Lavvannføring sommer	1	3	5	2.00
	Lavvannføring vinter	1	3	5	3.00
	Ny frekvens 1-års flom	10	3	1	1.00
	Ny frekvens 10-års flom	95	3	1	3.00
	Qhøy/Qlav	2	3	4	1.00
	cm/time endring	12	3	4	3.00
	Endring dekket areal	9	3	4	2.00

Tabell 21. Hydromorfologisk klassifisering per tema og totalt for Surna (nedre del).

HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	3.90	God	1.00
Barrierer	4.89	Svært god	1.00
Elveleiet	4.50	God	1.00
Vannføring	3.67	God	1.00
Effektkjøring	4.00	God	1.00
Vannføring korrigert for effektkjøring	2.93	Moderat	
Morfologi	4.17	God	1.00

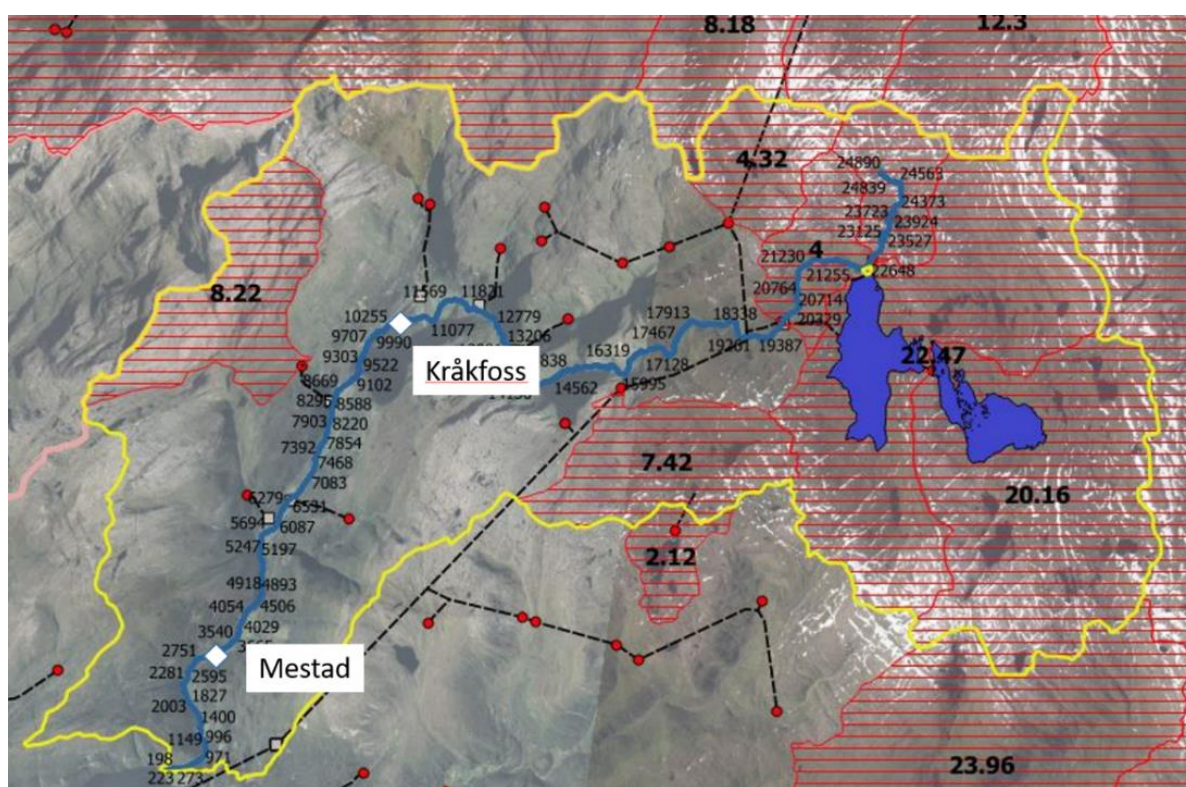
HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	4.06	God	1.00
Morfologi, konnektivitet, hydrologi lik vekt:	4.00	God	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	3.68	God	

## 9 Hydromorfologiske klassifisering av en vannforekomst i Teigdalselvi

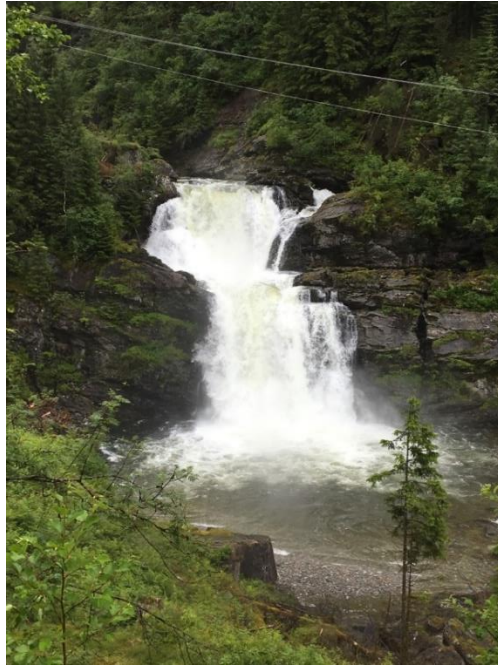
Teigdalselva er en cirka 20 km lang elv i Voss kommune (Hordaland) og har et nedbørfelt på 147 km<sup>2</sup> (Tabell 22). Elva har vært påvirket av vannføringsregulering siden 1969, og vannet fra øvre delen av nedbørsfeltet (58,9 km<sup>2</sup>) er fraført (Figur 20). Det ligger noen småkraftverk i sideelver. Elvestrekningen fra Kråkfoss til utløpet i Evangervatnet er en anadrom strekning med betydning for ørret- og laksefiske. Elveavsnittet oppstrøms av Kråkfossen er en kjent padlestrekning (grad V), og selve Kråkfossen er kjent som «Dobbel-Drop» blant elvepadlere (Figur 21). I noen strekninger av den anadrome delen har man gjennomført habitat-tiltak ved å legge ut blokker (Figur 22 og 23).

Tabell 22. Nøkkeltall Hydrologi ved utløpet (NEVINA, 1961-90, uten regulering), \* uten klimapåslag

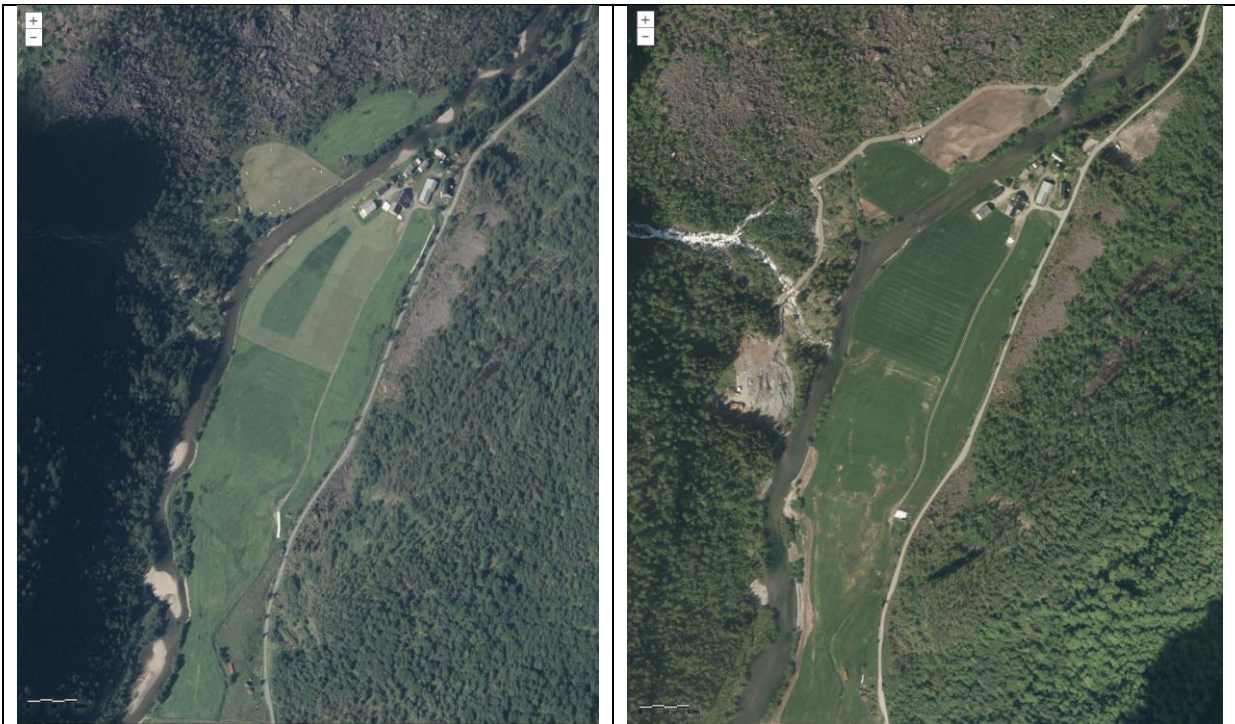
Vassdragsnummer	Total elvelengde	Areal nedbørsfelt	MQ	HQ-m	HQ-10	Q-95-So	Q-95 Wi
NVE	km	km <sup>2</sup>	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s
062.BA0	19,9 km	147	15,1	42*	86*	3,3	0,75



Figur 22. Nedbørsfeltet til Teigdalselva med målestasjoner regulerte delfelt, kraftverk og vannveier. Delfelt- og kraftverksdata fra NVE-atlas



Figur 23. Kråkfossen



Figur 24 og Figur 25. Teigdalselva, strekning ved Langeland hvor man har gjennomført habitat-tiltak. Flyfoto ([www.norgebilder.no](http://www.norgebilder.no)) fra 28.09. 2013 (venstre) og 02.10. 2016 (høyre)



Figur 26. Detaljer av strekningen ved Langeland, med gjennomførte habitattiltak (utlegging av blokker) og erosjonssikring langs kanten. Ortofoto fra drone, 07/2017.

I denne studien er det kun undersøkt den 13 km lange strekningen mellom innløp av Bjørndalsvatnet og utløp i Evangervatnet, som tilhører vannforekomst «062-71-R Teigdalselvi». Økologisk tilstand er klassifisert som «dårlig» på grunn av observert tilstand for fisk. Påvirkning er karakterisert som «hydrologiske endringer uten minstevannføring». Fiskebestanden er ifølge vann-nett påvirket av rømt fisk og lakselus.

### 9.1 Prosesser langs og på siden av elva

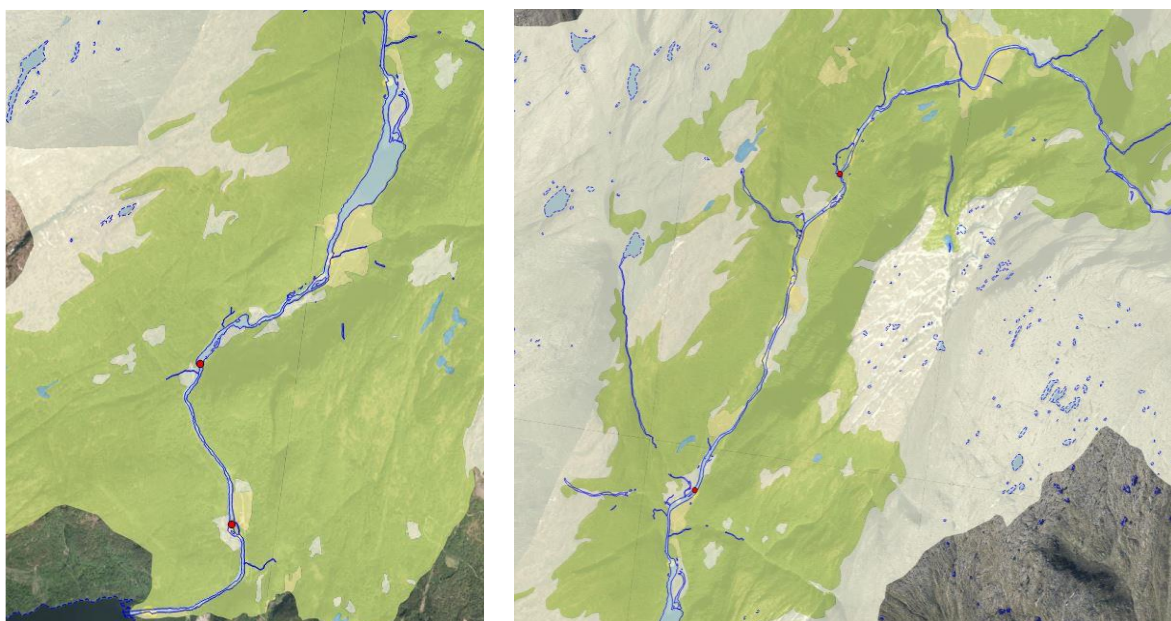
Betydning av kantsonervegetasjon ble estimert i forenklet form ved bruk av N50 data for arealbruk (Figur 27). Lengden av strekninger hvor det ikke var skog langs vannkanten ble estimert ved manuelle GIS-målinger og var henholdsvis 5,3 km og 4,5 km på venstre og høyre side av elva. Det er i gjennomsnitt 4.9 km, dvs. 37 % av den totale vannforekomst-lengden (13.3 km). Det er et grovt estimat og inkluderer ikke strekninger som er påvirket av vei – noe som kan inkluderes bedre ved bruk av AR5-data.

NVE-atlas viste at det er sikringstiltak på flere strekninger (Figur 28). Lengden som var oppgitt refererte til hele lengden av tiltaket, som noen ganger var kun på en side (f.eks. «venstre side») og noen ganger i på to sider (f.eks. «høyre og midten»). Tiltakene var som regel klassifisert som tiltakstype «erosjonssikring», noen ganger med kommentar «opprensning og forbygning». Vi har oppsummert alle lengder (totalt 5,3 km) og beregnet prosent-andelen ved å bruke 50 % av denne lengden (dvs.  $0,5 \times 5,3 \text{ km} / 13,3 \text{ km} = 0,198 = 19,8 \%$ ). Det er en grov tilnærming som underestimerer den totale andelen av lengden som er påvirket av sikringstiltak. I tillegg viste det seg at ikke alle gjennomførte tiltak er tatt med i NVE-databasen. Erosjonssikringene langs kanten ved Langeland er for eksempel ikke inkludert og har ikke gått inn i vurderingen. Hvis man ønsker å få med alle tiltak, så er det nødvendig med en feltbefaring.



Vi har ikke sett informasjon om sikringstiltak som påvirker tilgang til flomslette – her må man kanskje sette seg mer inn i tiltakstypene som brukes for beskrivelsen i NVE-atlas. Det finnes ingen flomsonekart hos NVE, men hele elva er klassifisert som «aktsomhetsområde» for flom i NVE-atlas. Påvirkning av tilgang til flomsletta er dermed ukjent, og en feltbefaring anbefales.

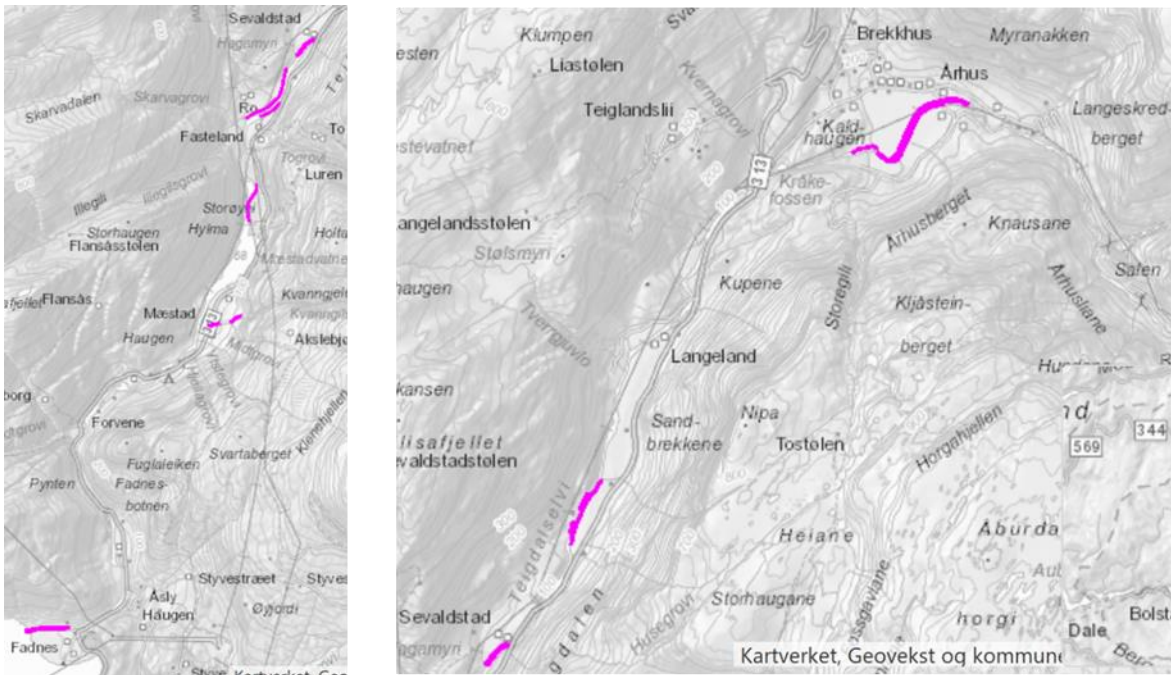
Det er ikke kjent i hvilken grad det har forekommet innskjæring. Kart av sikringstiltak i NVE-atlas viser at det har forekommet «opprensning» «i midten» av elva. Det tyder på at det heller har vært en akkumulasjon av sedimenter, men disse tallene er ikke separat oppført. Store deler av elva er med grunnfjell i dagen, hvor det er lite sannsynlig med innskjæring. Tabell 23 viser klassifiseringen på langs av elva.



Figur 27. Arealbruk med skogsområder (grønn) fra N50 i nedre del (venstre) og øvre del (høyre) av vannforekomsten

Tabell 23. HyMo-klassifisering for “prosesser langs og på siden av elva

Parameter	Verdi	Klassifisering	Kommentar
Tilgang til flomslette			Ukjent
Erosjonssikring / forbygning	20 %	God	Se tekst, «sikringstiltak» fra NVE-atlas
Kantsonevegetasjon	37 %	Moderat	Forenklet metodikk; N50 data
Innskjæring			Ukjent



Figur 28. Sikringstiltak i nedre (venstre) og øvre (høyre) delen av Teigdalselva som ble brukt for klassifisering av erosjonssikring/forbygging. Fra i NVE-atlas

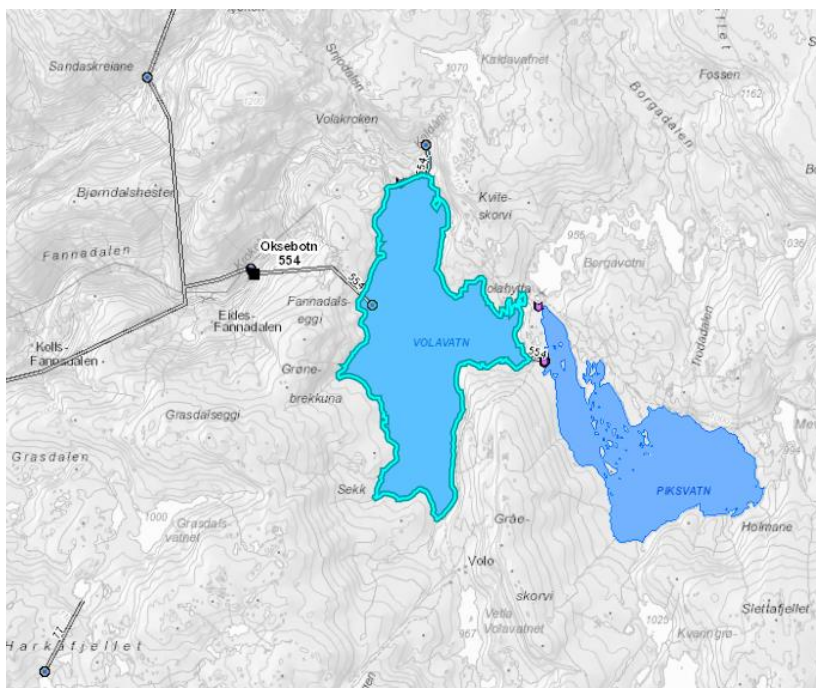
## 9.2 Barrierer

Innenfor vannforekomsten finnes det flere naturlige barrierer på grunn av geologiske forhold (f.eks. Kråkfossen). Oppstuvning her skal relateres til kunstige barrierer, og da er det kun fire terskler som blir nærmere beskrevet i neste avsnitt. «% av vannforekomst påvirket av oppstuvning fra barrierer» ble derfor beregnet ved å bruke «% løpemeter elv påvirket», dvs. det samme som for effekten av tersklene. Det må diskuteres hvor vidt det er meningsfylt å inkludere det to ganger.

Regulering av Teigdalselva er del av et stort system som overfører vann fra ulike nedbørsområder. I øvre delen av nedbørsfeltet til Teigdalselva ligger to store magasiner, Volavatn og Piksvatn, som har vært regulert siden 1970/71 og har et samlet magasinvolum på 69,3 mill m<sup>3</sup> (Tabell 24, Figur 27). Naturlig tilsig ved utløpet av Volavatn er ifølge NEVINA 156 mill m<sup>3</sup>/år for tidsserien 1961-90. Reguleringsgrad blir dermed 44 %, hvis man legger magasinvolumet av begge magasiner til sammen til bunns. Det er vanskelig å relatere denne reguleringsgraden til hydrologiske forhold i Teigdalselva, fordi vannet blir etter Oksebotn kraftverk tatt inn i tunnelen som går til Evanger kraftverk.

Tabell 24. Magasiner i øvre del av nedbørsområdet til Teigdalselvi. Data fra NVE-atlas

Magasin	Volavatn	Piksvatn
Nr.	688	689
LRV	902	948
HRV	934	960
Regulert siden	1971	1970
Volum	56.6 mill m <sup>3</sup>	12.7 mill. m <sup>3</sup>



Figur 29. Magasiner i øvre del av nedbørsområdet, fra NVE-atlas

Fragmentering og barrierer innen vannforekomsten omfatter de fire tersklene som ble nevnt før og flere naturlige fosser. Fragmenteringsgraden blir da  $N = 4$  og  $FG = 1 - 1/5 = 0,8$ . Selv om indeksen er laget for biologiske forhold bruker vi den her til hydromorfologi. Hvis den også skal brukes til vurdering av barrierer for fisk, må vurderinger om passerbarhet inkluderes. Det første vandringshindre for laks som begrenser den anadrome strekningen er Kråkfossen, som er et naturlig vandringshinder. Tabell 25 viser klassifisering for barrierer.

Tabell 25. HyMo-klassifisering for "barrierer".

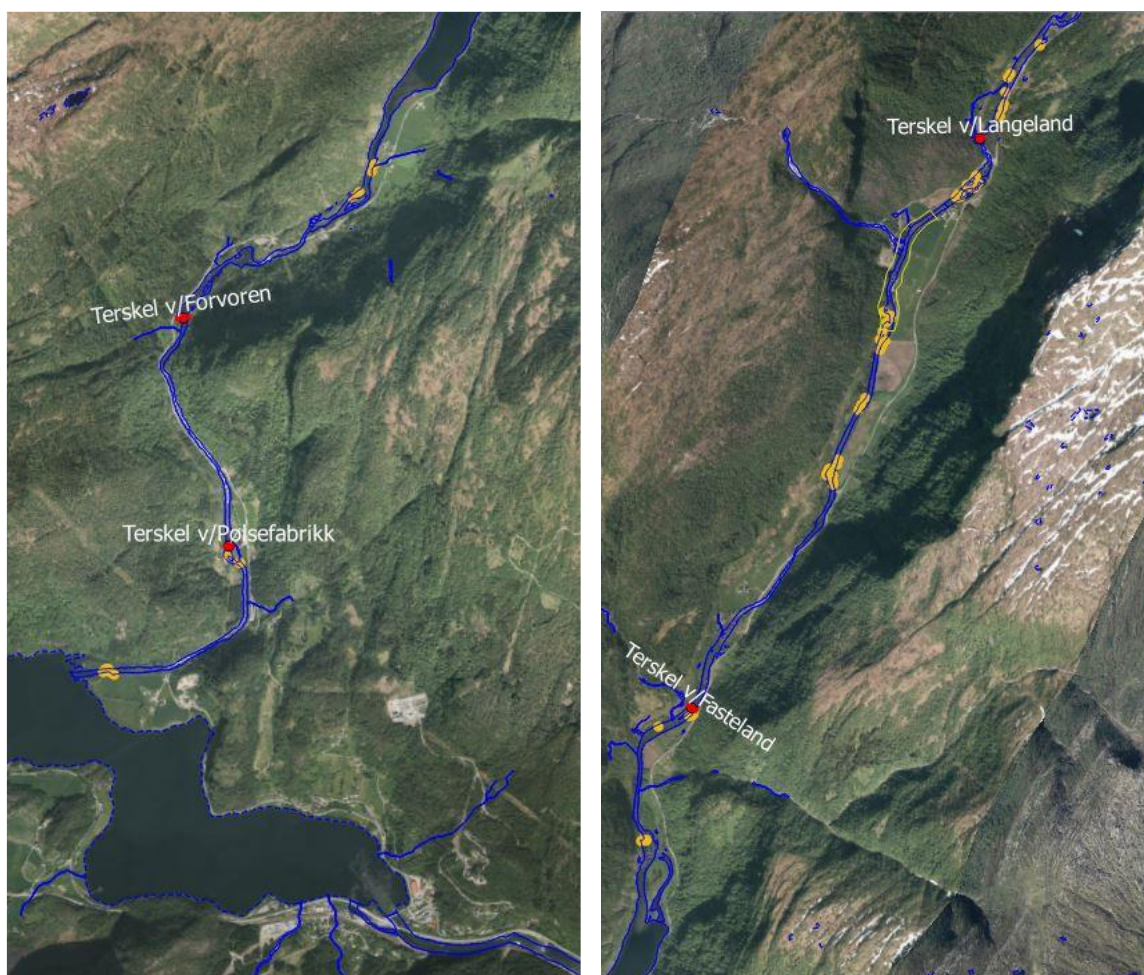
Parameter	Verdi	Klassifisering	Kommentar
Barriereeffekt	0	Svært god	
Fragmenteringsgrad	0,8	Dårlig	
Oppstuvning fra barrierer	11 %	God	Fire terskler innenfor vannforekomsten
Reguleringsgrad	44 %	God	Vannet fra magasinet blir fraført

### 9.3 Påvirkninger i elveleiet

Ifølge BKK er det fire terskler innen vannforekomsten (Figur 30). Påvirket lengde av elv på grunn av dem ble kun estimert ved hjelp av flyfoto og er noe usikker.

Det foreligger data fra en substratkartlegging i 2008, og noen lister med data fra skjulmålinger (Normann 2011) som må tilrettelegges og som vi ikke har analysert. Strekningen ved Langeland ble av forskere fra Norge (Uni Miljø) Bergen betegnet som «ørkenen» på grunn av manglende strukturer, og derfor ble det lagt ut store blokker som gir skjul og skaper mer variasjon i strømningsbildet (Figur 30). Tiltakene har vært positive for fisk, ifølge Pulg m.fl. (2018). Det må diskuteres om disse da skal gi en redusert score for hydromorfologi.

Biotoptiltakene medførte tilførsel av blokker i elva. Det ble ikke tatt med i parameter «tilførsler og fjerning av masser» - noe som kanskje må diskuteres.



Figur 30. Terskler i Teigdalselva (data fra BKK, rød) og områder som ble kartlagt som «tørrfall» i 2008, ved vannføring  $1\text{m}^3/\text{s}$  (data fra Uni Miljø via BKK, gull)

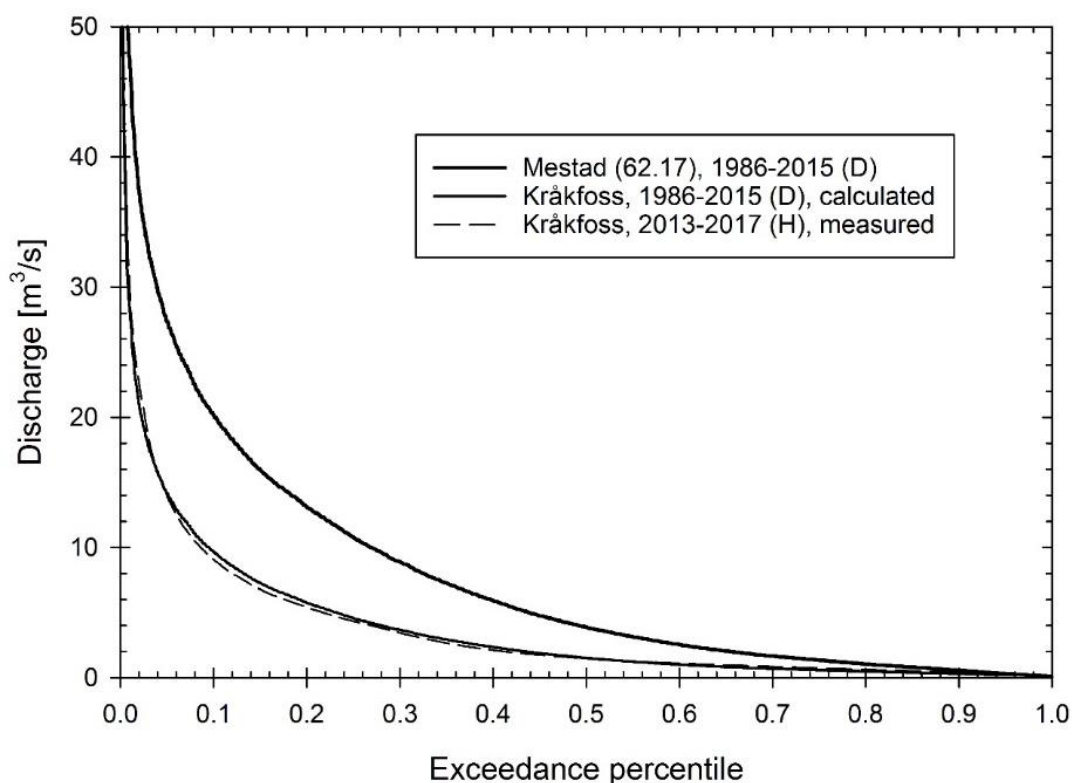
Det er identifisert fire terskler på strekningen som berører 11 % av vannforekomsten. Dette gir klassifisering "god".

## 9.4 Vannføring

Indekser for endringer i hydrologiske forhold i Teigdalselvi er vist i kapittel 5.5. I det følgende presenteres en alternativ måte å beregne endringer i hydrologiske forhold.

Analysene baserer seg på data som ble analysert i Zinke (2017). Det ble beregnet endringer ved de to kjente målestasjonene (Mestad, Kråkfoss) for tidsserie 1986-2015 (døgnverdier) basert på tabellen i boks 1, og antatt at gjennomsnittsverdien av de to stasjonene er en representativ middelværdi for vannforekomsten. Endringer i prosent ble beregnet slik:

$$((\text{ny verdi} - \text{opprinnelig verdi}) / \text{opprinnelig verdi}) * 100 \% = \text{endring i prosent.}$$



Figur 31. Varighetskurve for vannføringen i Teigdalselva (regulert).

*Boks 1: Hydrologiske data for Teigdalselva (Zinke 2017)*

Table V-1: Available gauge data. Ae = Natural catchment area.

Gauge	Ae (km <sup>2</sup> )	Data source	Time series	Resolution
Mestad 62.17	138.4	NVE (DAGUT)	1986-2016	Mean daily values (D)
Mestad 62.17	138.4	BKK	1986-2016	Hourly values (H)
Kråkfoss	101	BKK	11/2013-5/2017	Hourly values (H)

The gauge data was used for the calculation of flow duration curves and hydrological indices representing today's regulated conditions. The hourly data from 11/2013 and 5/2017 was used to investigate the correlation between the gauges Kråkfoss and Mestad and to derive a correlation function for mean daily values. This function was used to generate a fictive time series for Kråkfoss for 1986-2016, and to calculate respective indices and flow duration curve also for Kråkfoss (with expected high uncertainties due to the short-measured time series that is available).

The gauge-discharge relationship for Mestad is regarded as very good also at low flow conditions, whereas the gauge-discharge-relationship for Kråkfoss is based on seven discharge measurements and limited to discharges between 0.14 and 5 m<sup>3</sup>/s, leading to high uncertainties for higher discharges (Andersen 2017). The gauge data describes the situation for the regulated conditions. In order to get some estimates for unregulated conditions, data from NVE's tool NEVINA (<http://nevina.nve.no/>) was obtained for the positions of the two gauging stations. NEVINA data represents natural flow conditions for the time series 1961-90.

Table V-2: Flow indices for regulated and unregulated conditions, including summer (1/5-30/9) and winter (1/10-30/4). \*In brackets: with climate change addition (klimapåslag). *Italic values for Kråkfoss are based on the extrapolated time series and not very accurate.*

Index	Time series	Mestad		Kråkfoss	
		regulated	NEVINA	regulated	NEVINA
MQ	1986-2015, D	7.84	14.6	3.77	11.2
MQ	11/2013-5/2017, D	8.35	14.6	3.81	11.2
Q-10	1986-2015, D	20.1		9.65	
Q-10 Summer	1986-2015, D	23.7		11.8	
Q-10 Winter	1986-2015, D	14.9		6.73	
Q-50	1986-2015, D	3.88		1.52	
Q-50 Summer	1986-2015, D	7.33		3.14	
Q-50 Winter	1986-2015, D	2.22		0.88	
Q-95	1986-2015, D	0.31	0.94	0.22	0.74
Q-95 Summer	1986-2015, D	0.75	3.21	0.37	2.71
Q-95 Winter	1986-2015, D	0.24	0.72	0.20	0.58
Q-M	1986-2015, D	73.5	153 (214)*	56.6	113 (158)*
Q-max	1986-2015, D	146		203	

The calculated flow indices for Mestad and Kråkfoss for the current regulated conditions reflect the reduced discharges, compared to assumed natural flow conditions (Table V-2). The following indices are provided:

- MQ = mean flow,
- Q-10/50/95 = Flow percentiles for 10, 50 and 95 %, respectively (0.1, 0.5 and 0.95 exceedance percentile in Figure 11)
- Q-M = mean annual flood,
- Q-max = maximum daily discharge during time series period

Minste ukemiddel for lavvannføring var ikke tilgjengelig fra før og krever flere hydrologiske analyser; det finnes heller ikke noen verdier for det fra perioden før regulering. Vi har derfor brukt Q-95-verdier for sommer og vinter (hvor man kan sammenligne med data som finnes i NEVINA). Vi har ikke gjennomført flomfrekvensanalyser for dagens regulerte tilstand.

Det er ikke noen indikasjoner for raske vannstandsendringer, siden denne strekningen ikke ligger nedstrøms kraftverket. Vannet for kraftproduksjon er fraført og slippes ut i Evangervatnet. Tabell 26 viser resultater for alternativ klassifiseringa av vannføringsparametere.

Tabell 26. Alternativ HyMo-klassifisering for "vannføring".

Parameter		Klassifisering	Kommentar
Total vannføring	-56 %	Dårlig	Endring av middelvannføring
Lavvannføring sommer	-81 %	Svært dårlig	Endring av Q-95, sommer
Lavvannføring vinter	-66 %	Svært dårlig	Endring av Q-95, vinter
Flomstørrelse årsflom	-51 %	Ukjent	Ending av middelflom Q-m; har ikke gjort flomfrekvensanalyser
Flomstørrelse HQ10	Ukjent	Ukjent	Har ikke gjort flomfrekvensanalyser

## 9.5 Kommentarer

I dette tilfellet var det ikke mulig å sette tall på alle parametere i metoden. Egne feltobservasjoner viste at ikke alle erosjonsikringer er inkludert i NVE-databasen for sikringstiltak. I sikringstiltaks-databasen er ofte ulike tiltak slått sammen, slik at det er vanskelig å skille for eksempel mellom tiltak relatert til dybden av elveleiet og forbygning langs kanten.

Kantvegetasjon er viktig som parameter og kan muligens forklare en del av strukturfattigdommen som førte til dannelsen av «ørkenen» ved Langeland. I øvre del av Langeland-strekningen mangler det skog på begge sider av elven, slik at det har vært for lite eller ingen tilgang på død ved. Døde trær er veldig viktig i denne elvetypen for å skape naturlige strukturer og tilsvarende sortering av sedimenter.

Betydningen av tersklene er muligens overestimert og må sjekkes i det foreslåtte HyMo-systemet, siden de påvirker vurderingen i minst tre punkter.

Den hydrologiske klassifiseringen (dårlig/svært dårlig) virker veldig plausibel og er i tråd med den observerte økologiske tilstanden på grunn av fraføring av vann.

Reguleringsgrad for magasiner må defineres mer nøyaktig når vannet er fraført. Det samme gjelder håndteringen av habitattiltak som for eksempel utlegging av store blokker. Dette er tiltak som er gjort for å bedre forholdene for fisk, men vil etter definisjonen gi negativt utslag på hydromorfologisk indeks.

Indeksene for morfologi klarte ikke å fange opp noen forholdsvis store og synlige endringer av sedimenttransporten og elvemorfologien som har forekommet på grunn av regulering eller inngrep.

Vannføringsindeksene visere imidlertid et sterkt påvirket system, og dette er jo en medvirkende årsak til morfologiske endringer. Et gammelt bilde viser for eksempel at strekningen ved Brekkhus hadde før flere øyer i nærheten av brua (Figur 32), mens vi finner kun én kanal der i dag (Figur 33). Et viktig spørsmål er hvor langt tilbake i tid man skal gå for å definere referansetilstanden for morfologi.



*Figur 32. Brekkhus 1908, sett nedover Teigdalen. Rekstads samling, Universitet Bergen.*



*Figur 33. Ortofoto av strekningen ved Brekkhus i dag. Brua er synlig på høyre side,*



## 9.6 Endelig klassifisering av Teigdalselvi

VI har også gjennomført en klassifisering av vannforekomsten 062-71-R i Teigdalselvi. Resultatene viser omtrent det samme som alternativ metode beskrevet i kapittel 9.4 der både total vannføring gir dårlig klasse og lavvannsparemetere kommer ut med svært dårlig klasse. Tabell 27 viser samme resultat for den foreslåtte HyMo-metoden. Mangel på kantvegetasjon, fragmentering og en viss påvirkning av erosjonssikring, terskler og oppstuving gir også reduserte indikatorverdier som til sammen gir moderat hydromorfologisk tilstand ved alle måter å vekte sammen indekser (tabell 28). Indikatorer for vannføring viser imidlertid dårlig klasse og dersom man bruker "verste styrer-prinsippet" ("one out – all out"), blir tilstanden svært dårlig.

Tabell 27. Endring og klassifisering av indikatorer for hydromorfologi i Teigdalselvi.

HYMO		Endring	Sikkerhet	Verdi for vektning	Indikatorvekt i tema
På langs av elva	% løpemeter med flomvern				0.00
	% løpemeter erosjonssikring	20		4	3.00
	% løpemeter uten høy vegetasjon	37		3	2.00
	Gjennomsnittlig senking av elveløp				0.00
Barriærer	Barriæreeffekt	0		5	3.00
	Fragmenteringsgrad	0.8		2	2.00
	% påvirket av oppstuving	11		4	3.00
	Reguleringsgrad	44		4	1.00
I elveleiet	% løpemeter uttak/tilførsel sediment				0.00
	% løpemeter påvirket av strukturer	11		4	2.00
	Endring i elvetype				0.00
	Endring i skjulklasse				0.00
Vannføring	Total vannføring	50	2	2	2.00
	Lavvannføring sommer	74	2	1	1.33
	Lavvannføring vinter	68	2	1	2.00
	Ny frekvens 1-års flom	9	1	3	0.33
	Ny frekvens 10-års flom	29	1	3	1.00
	Qhøy/Qlav				0.00
	cm/time endring				0.00
Endring dekket areal				0.00	

Tabell 28. Hydromorfologisk klassifisering per tema og totalt sett i Teigdalselvi.

HyMo indeks per tema	Vektet		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
På langs av elva	<b>3.60</b>	God	<b>0.50</b>
Barrierer	<b>3.89</b>	God	<b>1.00</b>
Elveleiet	<b>4.00</b>	God	<b>0.25</b>
Vannføring	<b>1.70</b>	Dårlig	<b>0.56</b>
Effektkjøring	<b>-9999</b>	N/A	<b>0.00</b>
Vannføring korrigert for effektkjøring	<b>1.70</b>	Dårlig	
Morfologi	<b>3.71</b>	God	<b>0.39</b>

HyMo indeks totalt	Tema basert på vektete indikatorer		
	Verdi	Klasse	Sikkerhet
Alle klasser lik vekt:	<b>3.31</b>	Moderat	0.81
Morfologi, konnektivitet, hydrologi lik vekt:	<b>3.23</b>	Moderat	
Hydrologi 50%, resten lik vekt:	<b>2.79</b>	Moderat	

## 10 Revidert forslag til metode

Basert på utprøving og diskusjoner med norske og svenske myndigheter samt internasjonale eksperter, foreslår vi en revidert metode for hydromorfologisk klassifisering. I forhold til rapporten som beskriver metode for hydromorfologisk klassifisering av norske elver (Harby m.fl. 2018), har vi endret noen indikatorer, justert noen klassegrenser og foreslått noen endringer i vekting. Tabell 29 viser hva som er endret i forhold til opprinnelig forslag fra Harby m.fl. (2018), mens tabell 30 viser det reviderte forslaget. I Endringer og presiseringer i forhold til opprinnelig foreslått metode er beskrevet videre i dette kapitlet.

Tabell 29. Beskrivelse av hva som er foreslått endret i metode for klassifisering av hydromorfologi i elver

	Tema	Endring i forhold til opprinnelig metode
På langs av elva	Lateral konnektivitet	Ingen endringer
	Erosjonssikring, forbygning	Ingen endringer
	Kantsonevegetasjon	Ingen endringer
	Innskjæring	Ingen endringer
På tvers av elva	Barriere-effekt innen vannforekomsten	Endret metode for beregning
	Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten	Presisert forklaring
	Oppstuvningseffekt innen vannforekomsten	Ingen endringer
	Fragmentering og barrierer oppstrøms	Endret til avstand til nærmeste oppstrøms barriere.
I elveleiet	Tilførsler og fjerning av masser	Ingen endringer
	Strukturer i elveleiet	Ingen endringer
	Elveklasser fra miljødesign	Ingen endringer
	Substrat og hulrom	Ingen endringer
Vannføring	Total vannføring	Ingen endringer
	Lavvannføring sommer	En alternativ beregningsmåte er angitt
	Lavvannføring vinter	En alternativ beregningsmåte er angitt
	Flomstørrelse årsflom	En alternativ beregningsmåte er angitt
	Flomstørrelse 10-års flom	En alternativ beregningsmåte er angitt
	Korttids vannføringsendring	Endret vekting slik at hydrologisk klassifisering bare kan forverres dersom det er korttids endringer
	Hastighet på korttids endring i vannstand	Endret vekting slik at hydrologisk klassifisering bare kan forverres dersom det er korttids endringer
	Tørrlagt areal ved korttids endring i vannstand	Endret vekting slik at hydrologisk klassifisering bare kan forverres dersom det er korttids endringer

Tabell 30. Revidert metode for hydromorfologisk klassifisering av elver

Påvirkning	Tema	Indikator for endring	Klassegrenser				
			Naturlig	Litt endret	Moderat endret	Mye endret	Svært mye endret
På langs av elva	Lateral konnektivitet	Løpemetere elv påvirket	<5%	5-30%	30-65%	65-80%	>80%
	Erosjonssikring, forbygning	Løpemetere elv påvirket	<5%	5-33%	33-50%	50-80%	>80%
	Kantsonevegetasjon	Løpemetere 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	Avstand til oppstrøms barriere [km]	Ingen	> 50km	10-50km	2-10km	<2km
I elveleiet	Tilførsler og fjerning av masser	Løpemetere elv påvirket	<5%	5-33%	33-50%	50-80%	>80%
	Strukturer i elveleiet	Løpemetere 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 gjentaksintervall	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
	Tørrelagt areal ved korttids endring i vannstand	Endring i vanndekket areal	<5%	5-10%	10-20%	20-30%	>30%

### 10.1 Barriereeffekt

Barriereeffekten (Sandlund m.fl. 2013) er laget for å beskrive i hvor stor grad fisk er hindret fra å vandre oppstrøms for å søke nye habitater. Den er derfor basert på at fisk vandrer fra nedstrøms ende og mot oppstrøms. Vi bruker denne indikatoren for å beskrive hvordan transporten av sedimenter, organisk materiale og næringsstoffer blir endret fra oppstrøms retning mot nedstrøms. Det er derfor naturlig å snu retningen på hvordan denne indikatoren beregnes. Denne indikatoren bør derfor regnes ut som:

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

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

### 10.2 Fragmenteringsgrad innen vannforekomsten

Fragmenteringsgrad etter Sandlund m.fl. (2013) er opprinnelig en indikator for fisk, men vi bruker den som et mål også for HyMo. Fragmenteringsgrad viser hvor mange barrierer og fragmenter det er innen vannforekomsten, men er altså ikke brukt for å analysere økologisk tilstand.

### 10.3 Fragmentering og barrierer oppstrøms

Det har vist seg at indikatoren "reguleringsgrad" ikke gir et godt bilde på hvordan barrierer oppstrøms vannforekomsten påvirker de hydromorfologiske forholdene. Det er først og fremst barrierer nært den aktuelle vannforekomsten som i stor grad kan påvirke tilførsler av sedimenter, næringsstoffer og organisk materiale. Videre vil også barrierer nær den aktuelle vannforekomsten påvirke mulighetene for nedvandring av fisk og drift av invertebrater. Det vil være relativt lett å bestemme avstand til nærmeste oppstrøms barriere ut fra kartmateriale, Norge i bilder, NVEs karttjenester eller ved befarings. Vi har derfor innført denne indikatoren. Dersom det er flere elver som fører inn i vannforekomsten oppstrøms, skal man velge avstand til barrierer i hovedelva. Dersom det er omtrent like store elver som møtes, anbefaler vi å bruke skjønn og velge den viktigste barrieren oppstrøms. Grenseverdiene for de ulike klassene er bestemt skjønnsmessig.

### 10.4 Vannføringsparametere

Det kan være vanskelig å finne indikatorer for lavvannføring og endringer i flomstørrelser dersom man ikke har tilgang på en målt eller beregnet vannføringsserie. Indikatorene skal jo sammenligne dagens tilstand med uregulert vannføring, noe som krever kjennskap både til dagens forhold og slik det ville vært uten regulering av vannføringen. NVEs karttjeneste Nevina kan brukes til å finne lavvannsindikatorer og flomverdier for uregulert tilstand slik som det er vist i kapittel 9.4. Lavvannsindeksene fra Nevina er såkalt Q95 eller 5-persentiler for sommer og vinter. Dette er sammenlignbart med indeksene for "minste ukemiddel vannføring". Disse verdiene må sammenlignes med dagens tilstand fra observerte eller modellerte verdier.

For de tre vannføringsparametere som beskriver korttidsendringer, har vi endret vektning slik at hydrologisk klassifisering bare kan forverres dersom det er slike endringer.

## 11 Referanser

Acreman, M.C. & Ferguson, J.D. 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology* 55, 32–48. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02181.x.

Adeva-Bustos, A., Hedger, R., Fjeldstad, H. P., Stickler, M., Alfredsen, K. 2019. Identification of salmon population bottlenecks from low flows in a hydro-regulated river. *Env. Modelling & Software* 120.

Andersen, A. 2010. Bunndyrundersøkelse i Fjellhamarelva/Sagelva 2010. Rapport for Lørenskog og Skedsmo kommuner. 72 s.

Andersen, L. 2017. Målestasjon Kråkefossen i Teigdalselva. Notat, 15.05.2017. BKK interne data.

Bain, M.B. 2007. Hydropower Operations and Environmental Conservation: St. Mary's River, Ontario and Michigan. Tech. Rep. International Lake Superior Board of Control, Canada and USA.

Bakken, T. H., Forseth, T. and Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. *NINA Temahefte* 62.

Baumann P., Kirchhofer A. & Schälchli U. 2012. Sanierung Schwall/Sunk - Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. In: Umwelt-Vollzug Nr. 1203. Bundesamt für Umwelt Bern, Switzerland, p. 128. (in German).

Bellmore, R.J., Duda, J.J., Craig, L.S., Greene, S.L., Torgersen, C.E., Collins, M.J., Vittum, K. 2017. Status and trends of dam removal research in the United States. *Wiley Interdisciplinary Reviews Water* 4.

Bergan, M. A. & Nøst, T. H. 2017. Tapt areal og produksjonsevne for sjøørretbekker i Trondheim kommune. *NINA Rapport* 1354. 43 s.

Borgstrøm, R., Brittain, J. & Lillehammer, A. 1976. Østerdalsskjønnet. Glåma mellom Auma og Høyegga. Virkninger på fisket. *LFI Rapport* 25. 16 s.

Cote D., Kehler, D.G., Bourne, C., Wiersma Y.F. 2009. A new measure of longitudinal connectivity for 476 stream networks. *Landscape Ecology* 24:101-113

Deegan, L.A., Golden, H.E., Harvey, C.J. & Peterson, B.J. 1999. Influence of Environmental Variability on the Growth of Age-0 and Adult Arctic Grayling. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128, 1163-1175.

Direktoratet for naturforvaltning. 2007. Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2. utgave 2006 (oppdatert 2007).

Enders, E.C., Scruton, D.A. and Clarke, K. 2009. The 'natural flow paradigm' and Atlantic Salmon – moving from concept to practise. *River Research and Application* 25: 2–15. DOI: 10.1002/rra.1214.

Eriksen, T.E., Lindholm, M., Kile, M., Solheim, A.L. & Friberg, N. 2015. Kunnskapsgrunnlag for vurdering av leirpåvirkede elver. *NIVA rapport* 6792-2015.

- Finstad, A. G., Berg, O. K., Forseth, T., Ugedal, O. & 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.
- Fjeldstad, H.P., Pulg, U. & Forseth, T. 2018. Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk. Kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis. SINTEF RAPPORT 2017: 00723. ISBN 978-82-14-06617-3.
- Foley, M.M., Magilligan, F.J., Torgersen, C.E., Major, J.J., Anderson, C.W., Connolly, P.J., Wieferich, D., Shafroth, P.B., Evans, J.E., Infante, D. & Craig, L.S. 2017. Landscape context and the biophysical response of rivers to dam removal in the United States. *PLoS One* 12(7): e0180107.
- Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 62. ISBN: 978-82-426-2589-2.
- Fuller, M. R., M. W. Doyle, and D. L. Strayer. 2015. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1355: 31–51.
- Fylkesmannen. 2015. Faggrunnlag for flomdammer, kroksjøer og meanderende elvepartier. <https://www.fylkesmannen.no/globalassets/utgatt/dokument-fmst/miljo-og-klima/vann/fagrunnlag-for-kroksjoer-flomdammer-og-meanderende-elvepartier.pdf>
- Gross M.R. 1987. Evolution of Diadromy in Fishes. *American Fisheries Society Symposium*: 14-25, 1987.
- 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 Res. Appl.* 19, 589–603. <https://doi.org/10.1002/rra.752>.
- Halleraker, J.H., Sundt, H. & Alfredsen, K. 2006. Optimalisering av fiskeforhold og kraftproduksjon i Surna. Hovedrapport om videreutvikling og anvendelse av simuleringsverktøy fra samløpet Rinna til Skei. SINTEF Rapport TR A6264.
- Harby, A., Bakken, T.H, Dervo, B., Gosselin, M.P., Kile, M.R., Lindholm, M., Sundt, H. og Zinke, P. 2018. Forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver. SINTEF Energi Rapport 2018:00482. 69s.
- Harby, A., Dervo, B., Gosselin, M.P., Kile, M.R., Lindholm, M., Sundt, H. og Zinke, P. 2017. Test av metoder for hydromorfologisk kartlegging i Lågen og Surna. SINTEF Energi notat. 73s.
- Harby, A. & Noack, M. 2013. Rapid flow fluctuations and impacts on fish and the aquatic ecosystem. In *Ecohydraulics: An Integrated Approach*. Maddock, I., Harby, A., Kemp, P. & Wood, P. (red.). Wiley-Blackwell.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J. V., Flodmark, L. E. W., Halleraker, J. H., Johansen, S. & Saltveit, S. J. 2004. Raske vannstandsendringer i elver. Virkninger på fisk, bunndyr og begroing. SINTEF-rapport TRA5932.
- Harden Jones, F. R. 1968. *Fish Migration*. Edward Arnold (Publishers) Ltd., London, 325 pp.
- Haschenburger, J. K. & Wilcock, P.R. 2003. Partial Transport in Natural Gravel Bed Channel. *Water Resources Research* 39: 1020. doi:10.1029/2002WR001532.

Haugen, T.O., Aass, P., Stenseth, N.C. & Vøllestad, L.A. 2008. Changes in selection and Evolutionary responses in migratory brown trout following the construction of a fish ladder. *Evolutionary Applications* 1: 319-335. doi: 10.1111/j.1752-4571.2008.00031.x

Hav och vatten 2019: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Hedenskog, M., Gustafsson, P & Qvenild, T. 2015. Vänerlaksen fria gang. Två länder, en älv. Länesstyrelsen i Värmlands Län publ nr 2015:17. ISBN 0284-6845.

Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Forseth, T., Ugedal, O., Diserud, O.H., Kvambekk, Å.S., Finstad, A.G. & Bradford, M. 2013a. Predicting climate change effects on subarctic–Arctic populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 159–168.

Hedger, R.D., Sundt-Hansen, L.E., Forseth, T., Diserud, O.H., Ugedal, O. & Finstad, A.G. 2013b. Modelling the complete life cycle of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using a spatially explicit individual-based approach. *Ecological Modelling* 248: 119–129.

Heggenes, J., Alfredsen, K., Adeva-Bustos, A., Huusko, A., & Stickler, M. 2017. Be cool: A review of hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *Environmental Biology of Fishes*. vol. 101 (1).

Heggenes, J. & Dokk, J.G. 2001. Contrasting temperatures, waterflows, and light: Seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a nemoboreal river. *Regulated Rivers* 17: 623-635.

Holter, T. H. 2017. Reconstruction of a pool-and-weir fishway to a vertical slot hybrid fishway in the inland river Glomma: effects on upstream migration of European grayling (*Thymallus thymallus*) and brown trout (*Salmo trutta*). Master thesis, NMBU.

Horreo, J.L., Martinez, J.L., Ayllon, F., Pola, I.G., Monteoliva, J.A., Heland, M. & Garcia-Vazquez, E. 2011. Impact of habitat fragmentation on the genetics of populations in dendritic landscapes. *Freshwater Biology*, 56, 2567-2579.

Houbrechts, G., Van Campenhout, J., Levecq, Y., Hallot, E., Peeters, A. & Petit, F. 2012. Comparison of Methods for Quantifying Active Layer Dynamics and Bedload Discharge in Armoured Gravel-Bed Rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 37 (14): 1501–17. doi:10.1002/esp.3258.

Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout (*salmo trutta*) correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 59, No. 2 (Jun. 1990), pp. 603-614. DOI: 10.2307/4883.

Jonsson, B. & Jonsson, N. 2010. 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. doi:10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x.

Kraabøl, M. 2012. Reproductive and migratory challenges inflicted on migrant brown trout (*Salmo trutta* L.) in a heavily modified river. Thesis for the degree of Philosophiae Doctor. Norwegian University of Natural Sciences and Technology. Department of Biology.



- Lasne, E., Le, S. & Laffaille, P. 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: the role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation* 139: 258–268.
- Leyer, I. 2004. Effects of dykes on plant species composition in a large lowland river floodplain. *River Research and Applications* 20: 813–827.
- Linnansaari, T., Alfredsen, K., Stickler, M., Arnekleiv, J.V., Harby, A. & 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.
- Magilligan, F.J., Graber, B.E., Nislow, K.H., Chipman, J.W., Sneddon, C.S. & Fox, C.A. 2016. River restoration by dam removal: enhancing connectivity at watershed scales. *Elementa: Science of the Anthropocene* 4. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000108>.
- Major, J.J., East, A.E., O'Connor, J.E., Grant, G.E., Wilcox, A.C., Magirl, C.S., Collins, M.J. & Tullos, D.D. 2017. Geomorphic responses to dam removal in the United States – a two-decade perspective. In: *Gravel-Bed Rivers*. John Wiley & Sons: Chichester; 355–383
- Museth, J., Sandlund, O.T., Brandrud, T.E., Johansen, S.W., Kjellberg, G., S, J.E., Reitan, O., Taugbøl, T. & Aanes, K.J. 2006. Elvemagasinet i Løpsjøen i Søndre Rena. Undersøkelser av vegetasjon, dyreplankton, bunndyr, fisk og fugl 35 år etter etablering. NINA Rapport 168: 53 pp.
- Nikolsky, G. V. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press, N.Y., 352 pp.
- Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius, and C. Revenga. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405–408.
- Normann, E.S. 2011. *Spatial Distribution of Seatrout Spawning and the Effects on Juvenile Abundance in River Teigdalselva, Western-Norway*. University of Bergen, Bergen.
- Noss, R., Csuti, B. and Groom, M. J. 2006. Habitat fragmentation. Pp. 213–251 in M. J. Groom, G. K. Meffe & C. R. Carroll, eds. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Olstad, K. & Museth, J. 2016. Gjennomførte og pågående undersøkelser i Glomma på strekningen Høyegga - Atna. Norsk institutt for naturforskning, notat 25.11.2016. 6 s.
- Ottesen, R.T., J. Bogen, B. Bølviken & T. Volden. 1989. Overbank sediment: a representative sample medium for regional geochemical mapping. *Journal of Geochemical Exploration* 32, 57-277.
- 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 Nr. 1107: 113 S.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B., Sparks R. & Stromberg J. 1997. The natural flow regime: a new paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47: 769-784.
- Poff, N. L., Richter, B., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B. P., Freeman, M., Henriksen, J., Jacobson, R. B., Kennen, J., Merritt, D. M., O'Keefe, J., Olden, J.,

- Puffer, M., Berg, O.K., Huusko, A., Vehanen, T., Forseth, T. & Einum, S. 2015. Seasonal effects of hydropeaking on growth, energetics and movement of juvenile Atlantic salmon (*Salmo Salar*). *River research and Applications* 31: 1101–1108. DOI: 10.1002/rra.2801.
- Pulg, U., Barlaup, B.T. & Skoglund, H. (red.) 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysiske vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. LFI-Rapport nr. 296. M-1051.
- Qvenild, T. 2008. Fisken i Glommavassdraget. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen. Rapport nr. 2-2008, 136 s.
- Reid, D. & Church, M. 2015. Geomorphic and Ecological Consequences of Riprap Placement in River Systems. *Journal of the American Water Resources Association* 51(4), 1043-1059.
- Richards, K. & 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., Baumgartner, J.V., Powell, J. & Braun, D.P. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10:1163-1174.
- Rogers, K., Tharme, R. E. and Warner, A. 2010. The Ecological Limits of Hydrologic Alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*.
- Rumm, A., F. Foeckler, O. Deichner & M. Scholz (2016) Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. *Hydrobiologia* 771/1, 151-163.
- Ruud, T. 2016. Status og tiltaksplan for kroksjøer i Orkla. Meldal og Orkdal kommune. Rapport.
- Sandlund, O.T., Museth, J. & Øistad, S. 2015. Migration, growth patterns, and diet of pike (*Esox lucius*) in a river reservoir and its inflowing river. *Fisheries Research* 173: 53-60.
- Sandlund, O.T. 2013. Klassifiseringssystem for fisk – økologisk tilstand og miljøpåvirkninger i henhold til Vannforskriften. M22-2013M22-2013.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Arnold, G. W. 1993. The Kellerberrin project on fragmented landscapes: a review of current information. *Biological Conservation*, 64, 185–192.
- Sauterleute, J.F. & Charmasson, J. 2014. A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental Modelling Software* 55: 266-278. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.02.004.
- Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A., Unfer, G. & Zeiringer, B. 2014. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2795

Schönfelder, L., Bakken, T.H., Alfredsen, K. & Adera, A.G. 2017. Application of HYPE in Norway. SINTEF Energi. Technical report. 2017:00737

Schönfelder, L. 2017. Performance assessment of the semi-distributed hydrological model HYPE for central Norway. *Master thesis* NTNU.

SMHI 2017. <https://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologisk-forskning/hype-1.557>

Stickler, M., Enders, E.C., Pennell, C.J., Cote, D., Alfredsen, K. & Scruton, D.A. 2008. Stream Gradient-Related Movement and Growth of Atlantic Salmon Parr during Winter. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:371–385.

Taylor, P.D., Fahrig, L. Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3): 571-572.

Tockner, K. & J. A. Stanford, 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308–330.

Van Leeuwen, C.H.A., Dokk, T., Haugen, T., Kiffney, P. & Museth, J. 2017. Small larvae in large rivers: observations on downstream movement of European grayling (*Thymallus thymallus*) during early life stages. *Journal of Fish Biology* 90 (6: 2412-2424. doi:10.1111/jfb.13326

Van Leeuwen, C., Museth, J., Sandlund, O.T., Qvenild, T. & Vøllestad, L.A. 2016. Mismatch between fishway operation and migration timing for both spring and autumn spawning fish. *Ecology & Evolution* 8:2414-2425.

Vericat, D., Batalla R.J. & 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.

Ward, J.V., Tockner, K. og Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15, 125–139.

Webb, N.R. & Haskins, L.E. 1980, An ecological survey of heathlands in the Poole Basin, Dorset, England, in 1978. *Biological Conservation* 17(4): 281-296.

Wolf, J., McMahon, J. & Diggins, S.M. 1972. Comparison of Benthic Organisms in Semi-Natural and Channelized Portions of the Missouri River. *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* 51. 160-167.

Yates, D.; Sieber, J.; Purkey, D. & Huber-Lee, A. 2005. WEAP21—A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. *Water Int.* 2005, 30, 487–500.

Zinke, P. 2017. Hydrological situation Teigdalselva. Prosjektnotat for SusWater-partnere, intern.

Ødegaard, F., Brandrud, T.E. & Pedersen, O. 2009. Sandområder– Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Norge ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).



Teknologi for et bedre samfunn

[www.sintef.no](http://www.sintef.no)