

Overvåking av vannkvaliteten i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. Resipient for Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

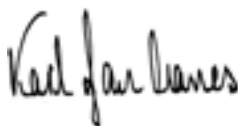
Tittel Overvåking av vannkvaliteten i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. Resipient for Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg.	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	6791-2015	10. 02. 2015
Forfatter(e) Morten Andre Bergan Karl Jan Aanes	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-10491 O-13183	57
	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Midt Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommune	Oppdragsreferanse Jan Erik Kvingedal og Stein Roar Strand
<p>Sammendrag</p> <p>Det er samlet inn vannprøver og foretatt bunndyrundersøkelser og registrering av ungfisk i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. Hensikten er å overvåke vannkvaliteten og vurdere eventuelle effekter av utslipp fra Moøya Renseanlegg (Midtre Gauldal kommune) og Norsk Kylling AS. Undersøkelsene viser at Gaula i Størenområdet gjennom året har en generelt god vannkvalitet, men i perioder med særlig lav vannføring og høye vanntemperatur avdekkes det en moderat eutrofieringsrespons assosiert med utslippspunktene. Bunndyrsamfunnets strukturelle og funksjonelle sammensetning endres noe i innblandingssonen like nedstrøms utslippene. Økologisk tilstand reduseres fra tilstanden «Svært god» til «God» tilstand nedstrøms utslippspunktet til Norsk Kylling AS, men kun på vestsiden av elva og nær utslippet. Ungfiskundersøkelsene kan indikere at utslippene påvirker bestandene av laks og sjørret lokalt nedstrøms utslippene, men sammenlignet med tetthetstall for resten av Gaula er det lite som tyder på negativ påvirkning. Data fra flere år vil gjøre våre vurderinger sikrere. Sportsfiske på denne strekningen berøres i liten grad og vi kan ikke se at det vil være negative effekter på fisket i det aktuelle vassfragsavsnittet av Gaula som følge av utslipp fra hhv Moøya renseanlegg og Norsk Kylling AS under normale driftsforhold. Enganbekken, som munner ut i Gaula like oppstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS har en dårlig til meget dårlig vannkvalitet</p>	

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Gaula Laksefisk Bunndyr Resipient 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Gaula Salmonids Macroinvertebrates Recipient
---	--



Morten Andre Bergan
Forsker



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Nikolai Friberg
Forskningsleder

Overvåking av vannkvaliteten i Gaula ved Støren i

2013 og 2014.

Resipient for Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg.

Forord

Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommune ble pålagt av Fylkesmannen i Sør Trøndelag (FMST) å overvåke vannkvaliteten og avdekke eventuelle mulige effekter av deres utslipp til Gaula ved Støren. NIVA fikk i oppgave å gjøre en vurdering av utslippenes betydning for resipient- og miljøforhold på det aktuelle vassdragsavsnittet. Første del av oppgaven ble rapportert i NIVA-rapport Lnr. 6231-2011 og omhandler hydrologiske forhold ved utslippene. Den biologiske delen av oppgaven ble utsatt i påvente av gunstige vannføringsforhold og ble først gjennomført høsten 2013. Gaula hadde da i den aktuelle prøvetakingsperioden gunstige vannføringsforhold (25-15 m³/s).

I sammenheng med ny konsesjonssøknad for utslipp til Gaula fra Norsk Kylling AS ble det foretatt supplerende undersøkelser i 2013. Det ble videre i utslippstillatelsen gitt et pålegg om å videreføre overvåkingen av miljø-forholdene i resipienten. Dette arbeidet ble påbegynt i 2014 og skal pågå til og med 2016. Året 2014 hadde som i 2013 gunstige vannføringsforhold for biologiske undersøkelser, noe som ga tilfredsstillende feltundersøkelser av bunndyr og fisk, og et godt data- og vurderingsgrunnlag for denne typen overvåking. Vedlagte rapport er en samlerapport som sammenstiller resultatene fra begge disse undersøkelsene.

NIVAs kontaktpersoner hos Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommune har vært hhv. Jan Erik Kvingedal og Stein Strand. Tore Haugen har vært NIVAs kontaktperson hos FMST. Tommy Fjerstad har bidratt med assistanse under feltarbeidet.

Morten Andre Bergan, tidligere NIVA nå Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) har vært prosjektleder for det første oppdraget. Karl Jan Aanes (NIVA) er prosjektleder for undersøkelsene pålagt iforb. med den nye konsesjonen som ble gitt Norsk Kylling AS i 2013. Førstnevnte har stått for innsamling og bearbeiding av biologisk materiale (bunndyr og fisk). Vurdering av resultater og utarbeiding av vedlagte rapport er gjort i tett samarbeid prosjektlederne imellom.

Alle involverte takkes for et godt samarbeid.

Trondheim og Oslo, 10.02.2015

Morten Andre Bergan
og
Karl Jan Aanes

Innhold

0. Innledning	6
0.1 Bakgrunn	6
0.2 Gaulavassdraget	7
0.2.1 Gaula ved Støren og lokalisering av punktutslipp	7
0.3 Lokalisering av stasjoner og omfang av biologiske undersøkelser	11
1. Materiale og metoder	14
1.1 Bunndyrundersøkelser	14
1.2 Ungfiskundersøkelser	16
1.3 Effekter på utøvelse av sportsfiske	16
1.4 Vannkvalitet –Fysisk-kjemiske undersøkelser	16
1.4.1 Prøvetaking og analyseparametere	16
2.3 Vanntype og miljøtilstand	18
3. Resultater: Biologiske undersøkelser	19
3.1 Bunndyrundersøkelser	19
3.2 Ungfiskundersøkelser	23
3.3 Effekter på utøvelse av sportsfiske	25
4.1 Resultater 2013	26
4.2 Resultater fra vannprøver i 2014	27
4.3 Enganbekken	29
4.3.1 Vanntype	29
4.3.2 Resultater	29
5. Dagens fysiske-kjemiske vannkvalitet	31
5.1 Vanntype og klassegrenser	31
5.2 Gaula	33
5.3 Enganbekken	33
6.1 Bunndyrundersøkelser	34
6.2 Ungfisk	37
6.3 Lokalisering av utslipp og påvirkning av gyteforhold for laksefisk	38
6.3.1 Sportsfiske	39
6.4 Andre registreringer	40
7. Oppsummering og konklusjon	43
8. Litteratur	45
Vedlegg A. Notat Enganbekken	48
Vedlegg B. Artslister 2013	55
Vedlegg C. Artslister 2014	56

Sammendrag

Det er i 2013 og 2014 gjennomført undersøkelser av ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør Trøndelag. Disse undersøkelsene ble supplert med data fra vannprøver om konsentrasjoner av næringssalter, organisk materiale og tarmbakterier. Undersøkelsene er gjennomført for å overvåke og vurdere Gaulas miljøtilstand mht. resipientkapasitet og eventuelle biologiske effekter av utslippene til Gaula ved Støren fra Moøya Renseanlegg og Norsk Kylling AS. Resultatene viser at helsetilstanden på det aktuelle avsnittet av vassdrags gjennom året generelt sett er god, men situasjonen vurderes som labil i innblandingssonen nær utslippspunktene i perioder med særlig lav vannføring og høye temperaturer.

Resultatene fra analysene som ble gjort i 2013 av vannprøvenes innhold av fosfor og nitrogen (tot-P og tot-N) viser at alle stasjonene i Gaula på bakgrunn av disse to variablene da hadde en *svært god* tilstand når vi benytter de strengeste klassegrensene og gjennomsnittsverdier. Vi har definert at Gaula på dette vassdragsavsnittet har en moderat kalkrik og *klar* vanntype (vipper mellom klar og humøs).

Tilsvarende vurderinger gir samme resultat for vannprøvene fra 2014, men med unntak for Stasjon G 4 i Gaula og da for nitrogen. Denne stasjonen nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS hadde da en midlere verdi for tot-N som tilsier en *god* tilstand, men ved en humøs vanntype ville den vært nær en *svært god* tilstand. Bakgrunnen for den økte nitrogen konsentrasjonen har sammenheng med en lav vannføring. Tilsvarende verdier for fosfor ga en *svært god* tilstand.

Enganbekken er en vannforekomst som munner ut i Gaula på vestre bredd like oppstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS. Tilsvarende vurderinger som ble gjort for Gaula viser at vannprøvene fra 2013 gir bekken en vannkvalitet mht. fosfor og nitrogen som gir en *svært dårlig* tilstand. Her er også graden av fekal forurensing stor og miljøtilstanden klassifiseres som *meget dårlig* ut fra innhold av TKB (termotolerante koliforme bakterier). Resultatene fra tilsvarende prøver i 2014 ga en *moderat og dårlig* tilstand for vannkvaliteten på de nedre stasjonene mht. fosfor og nitrogen. Det midlere innholdet av TKB indikerer en vannkvalitet som i 2014 klassifiseres som *dårlig til svært dårlig*.

Bunndyrundersøkelsene kan periodevis indikere en svak/moderat eutrofierings påvirkning, og da først og fremst like nedstrøms utslippspunktet til Norsk Kylling AS. Dette vassdragsavsnittet akkumulerer den samlede belastningen fra henholdsvis Moøya renseanlegg, ulike andre kilder til vassdraget oppstrøms og forurensning via flere tilsigsbekker (bl. a. Enganbekken), i tillegg til bidraget fra Norsk Kylling AS. Samfunnet av bunndyr viser her flekkvise karakteristiske endringer på en slik påvirkning, både mht. strukturelle egenskaper og funksjonell utforming. Klassifisering av økologisk tilstand gir nedstrøms utslippspunktet til Norsk Kylling AS, en *god* økologisk tilstand både i 2013 og i 2014, mens stasjonen oppstrøms har en *svært god* tilstand. Reduksjonen skjer i innblandingssonen, på vestre side av Gaula – på samme side som utslippet fra bedriften. Stasjonen ca 400 m lengre nede i Gaula hadde *svært god* tilstand i 2013, men fikk *god* tilstand i 2014. Reduksjonen i miljøtilstand kan spores etter perioder med lav vannføring, kombinert med høy vanntemperatur. Endringene kommer også til syne ved sedimentasjon av organisk materiale, og synlig vekst av alger, sopp og bakterier på elvebunnen nedstrøms utslippspunktet.

Sammenlignet med tetthetstall for ungfisk av laks og sjørøret i resten av Gaula, så er det lite som tyder på noen større negativ påvirkning i influensområdet nedstrøms utslippene. Det er noen endringer ved ungfiskbestanden nær utslippspunktene som kanskje kan knyttes til disse, men kan og ha sammenheng med andre faktorer. Mangel på data fra flere år gjør vurderingene usikre. Den videre overvåkingen vil kunne belyse dette nærmere.

Vår konklusjon om responsen i de biologiske kvalitetselementene er delvis sammenfallende med tidligere vurderinger som ble gjort på bakgrunn av hydrologiske beregninger og vurderinger av Gaula som resipient og fortynningsforhold, samt utslippsmengder og deres sammensetning i dette området. Her ble det konkludert med at utslippene fra Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal renseanlegg bidrar

til den samlede vannkjemiske belastningen av Gaula nedstrøms utslippspunktene, men at det under normale drifts- og utslippsforhold ville gi liten eller ingen innvirkning på vassdragets vannkjemiske status. Først ved vannføringer under 10 m³/s kunne det være indikasjoner på at en kunne få en endring i vannkjemiske parametere som ville gi en reduksjon i tilstandsklasse fra *svært god* til *god* tilstand.

0. Innledning

0.1 Bakgrunn

Ved Støren i Midtre Gauldal kommune er det to punktutslipp i Gaula fra henholdsvis Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommunes renseanlegg ved Moøya. På bakgrunn av bekymringsmeldinger fra brukere av vassdraget og tilløp til isolerte forurensningsepisoder de siste årene, ønsket Fylkesmannen i Sør-Trøndelag (FMST) å få gjennomført en vurdering av eventuelle effekter på vassdragsmiljøet i Gaula av disse punktutslippene.

NIVA ble kontaktet høsten 2010 og forespurt om å gjøre følgende undersøkelser:

- På lav vannføring skal det gjennomføres en befaring av Gaula ved Støren med innsamling av bunndyrprøver og ungfiskundersøkelser ved elektrisk fiske. Det skal i denne sammenheng også vurderes hvordan utslippene kan påvirke utøvelsen av fiske med hensyn til begroing, lukt eller andre forhold som måtte oppdages under befaringen. Det skal også utføres en vurdering av hvordan utslippene påvirker gytearealer og eventuelle negative konsekvenser for sportsfiske i influensområdet.

Den første delen av oppdraget, som omfattet teoretiske beregninger basert på vannføringsdata i Gaula og utslippsdata fra Norsk Kylling AS og Moøya renseanlegg, ble gjennomført våren/sommeren 2011. Resultatene og vurderingene fra denne deloppgaven ble publisert i NIVA-rapport L. NR. 6031-2011, mens de biologiske undersøkelsene ble gjennomført i løpet av høsten 2013 og 2014 og rapporteres i denne rapporten.

- Høsten 2013 hadde Norsk Kylling AS fått krav fra FMST om å søke om ny tillatelse om utslipp til Gaula. NIVA bistod bedriften med å vurdere resipientforhold i resipienten sett i forhold til utslipps- mengder og sammensetning slik de var da og ved en fremtidig antatt økning av produksjonen. I den sammenheng ble det gjennomført supplerende undersøkelser i Gaula av miljøforholdene. Resultatene fra disse ble sammen med våre betraktninger om resipient-forhold og fremtidig vannkvalitet sammen-stilt (Aanes m.fl. 2013) og vedlagt søknaden fra Norsk Kylling AS.

I den fornyede konsesjonen ble bedriften pålagt å gjennomføre en overvåkning av utslippet og av resipientforholdene i Gaula. NIVA utarbeidet et opplegg for en slik overvåkning av relevante fysisk-kjemiske og biologiske parametere. Denne ble senere godkjent av FMST og NIVA ble bedt om å være ansvarlig for å gjennomføre overvåkningen som skal pågå frem til og med 2016.

- Enganbekken: På strekningen mellom utslippet fra Moøyna renseanlegg og nær utslippet fra Norsk Kylling AS kommer det inn en sidebekk som viste seg å kunne være en ekstra kilde mht. belastning til Gaula. Den drenerer industriområdet ved Norsk Kylling AS, samt noe annen industrivirksomhet mm. og noe boligbebyggelse. Det ble besluttet å inkludere denne bekken i undersøkelsene.

Av andre undersøkelser i dette området, som kan ha interesse med hensyn til fiskeinteressene, kan det nevnes at bekken Ræa, som munner i Gaula ca 260 meter nedstrøms Norsk Kylling AS sitt utslipp, men på motsatt side av Enganbekken, har blitt undersøkt begge disse to årene mht. yngel- og ungfisk. Resultater og vurderinger herfra omtales ikke her, men er omtalt i egne rapporter (Solem m.fl. (2014) og Bergan m.fl. (under utarbeidelse).

0.2 Gaulavassdraget

Gaula er Sør-Trøndelags største vassdrag. Hovedvassdraget starter i grenseområdet mellom Holtålen, Røros og Tydal kommuner hvor Glomma går sørover og Nea-vassdraget/ Nidelva går nordover. Gaula går mot vest helt til Støren, hvor den dreier nordover til Trondheimsfjorden. Vassdraget utmerker seg med få innsjøer av noe størrelse, og er en typisk flomelv som har raske, naturlige og til dels store vannstandsendringer. Den gjennomsnittlige årsnedbøren varierer mellom 700 og 1500 mm i de ulike delene av nedbørfeltene til Gaulavassdraget (Bergan m.fl. 2000), men ligger de fleste steder rundt 900 mm per år. De mest nedbørrike områdene ligger i fjellområdene nord for hovedvassdraget. Ved Haga bru, på grensen mellom Midtre Gauldal og Melhus kommune, er det målt vannføring i Gaula i over 80 år. Gjennomsnittlig vannføring på denne målestasjonen er 78,5 m³/s. Mangelen på innsjøer med regulerende effekt er hovedårsaken til at Gaula er et slikt flomutsatt vassdrag. Bare ca. 1 % av nedbørfeltets areal består av innsjøer. Mesteparten av nedbørfeltet (70 %) ligger i en høyde fra 300-900 moh. En stor del av arealet er derfor dekket av myr og skog. En grundig beskrivelse av vassdraget med ulike påvirkningsfaktorer og andre forhold vises det til en nylig NINA-rapport fra ungfisk-overvåkingen i Gaula og tilhørende sidevassdrag høsten 2013 (Solem m.fl. 2014).

0.2.1 Gaula ved Støren og lokalisering av punktutslipp

Figur 1 viser Gaula-vassdraget ved Størenområdet. Utslippspunktene er i figuren angitt ved gule sirkler, der punkt 1 er fra Norsk Kylling og punkt 2 noe lengre oppstrøms er fra Moøya renseanlegg.

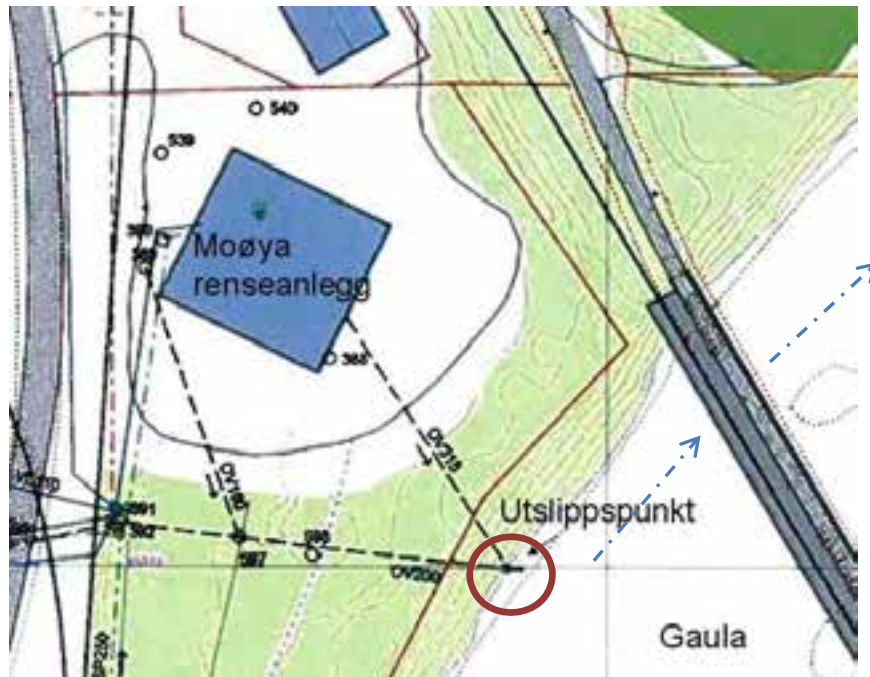


Figur 1. Kartskisse over Gaula ved Støren, som viser omtrentlig lokalisering av utslippsområder fra Norsk Kylling (1) og Moøya renseanlegg (2). Kartgrunnlag: www.gislink.no.

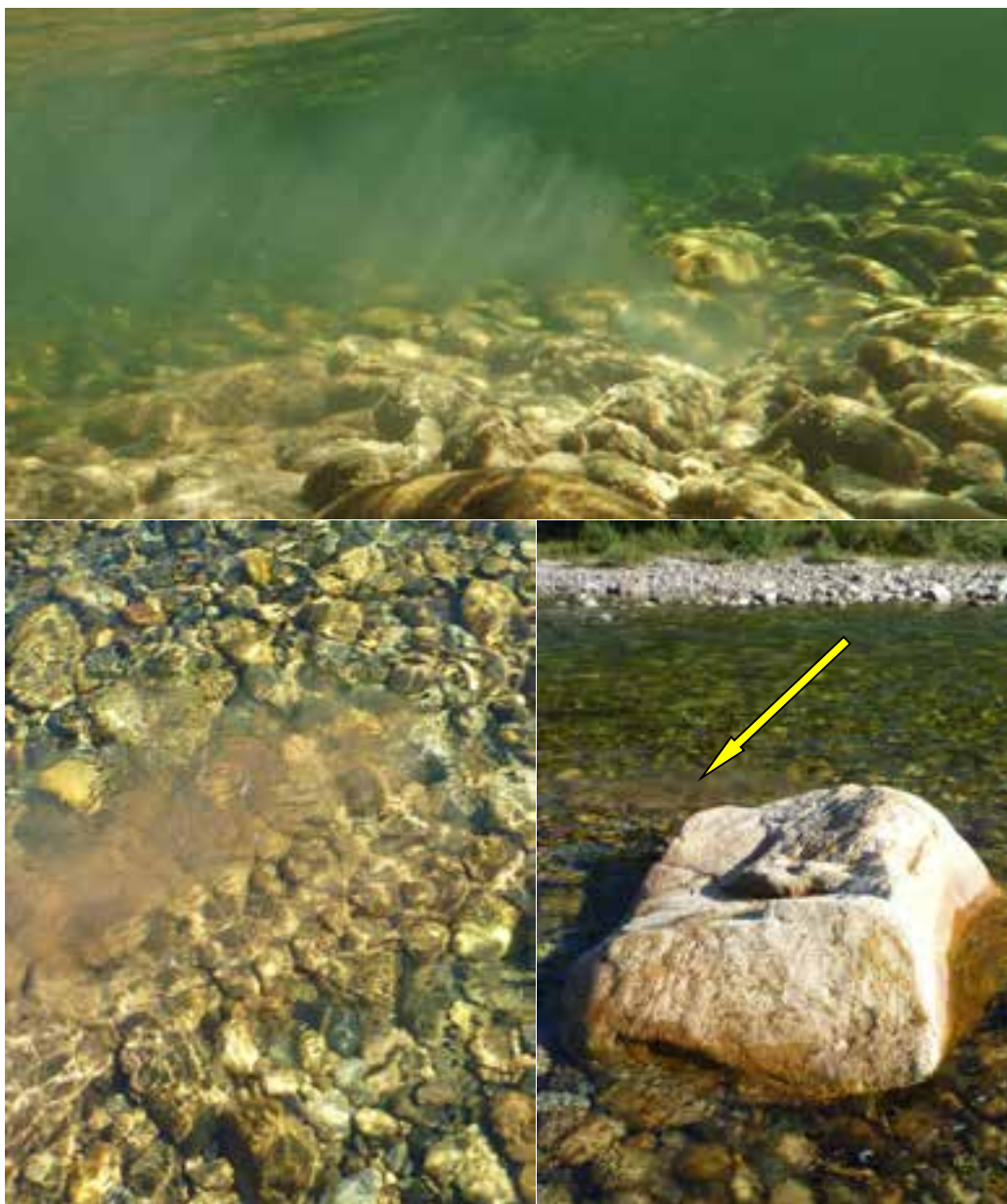
Utslippspunktene er nærmere angitt i situasjonskartene i figur 2 og 3 for henholdsvis Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommunes rensesanlegg Møyna. Figur 4 og 5 viser foto fra vassdragsstrekningene hvor utslippspunktene er lokalisert i Gaula.



Figur 2. Situasjonskart over punktutslipp fra Norsk Kylling AS og Møyna rensesanlegg.



Figur 3. Utslippspunkt Møøya rensesanlegg.



Figur 4. Undervannsfoto av selve utslippspunktet fra Norsk Kylling AS. Utslippspunktet er lokalisert utenfor en stor stein i elva nede i grusen. Dato 18. 09. 2014. (Vannføring ca. 12 m³/s ved Gaulfoss målestasjon). Foto: M. Bergan



Figur 5. Flyfoto av utslippspunkt på middels vannføring i Gaula. Ukjent opphav og årstall.



Figur 6. Utslippsområdet for utslippet fra Moøya rensanlegg og første brekket nedstrøms utslippspunkt (til venstre). Utslippsrøret er synlig fra land (t.h.). Foto: M. Bergan



Figur 7. Nærbilder av utslippsrør fra Moøya RA i juli og aug. under normale driftsforhold i 2013. Foto: M. Bergan

0.3 Lokalisering av stasjoner og omfang av biologiske undersøkelser

NIVA opprettet i alt 11 stasjonsområder for undersøkelser av de to viktige biologiske kvalitets-elementene bunndyr og/eller fisk. I denne rapporten har vi sammenfattet resultatene fra åtte stasjoner som er direkte knyttet til utslippspunktene i Gaula. I tabell 1 er det gitt data om stasjonslokalisering med kartreferanser og tabell 2 angir omfang av undersøkelsene. Resultater og vurderinger fra ulike befaringer og undersøkelser i Enganbekken i 2013 og 2014, omtales i et eget avsnitt (se vedlegg A). Denne bekken er så vidt belastet at den i perioder må betraktes som et punktutslipp til Gaula.

Tabell 1. Kartreferanser på biologiske stasjoner undersøkt høsten 2013 i Gaula, Ræa og Enganbekken.

Vassdrag	Lokalisering	UTM- Euref 89 32 V	St.nr
Gaula	Ovenfor utslipp Moøya, østre bredd	6990785 N, 565288 E	G1
Gaula	Oppstrøms munning Enganbekken, vestre bredd	6992739 N, 565136 E	G2
Gaula	Ved utslipp Norsk Kylling, vestre bredd	6992862 N, 565147 E	G3A
Gaula	Ved utslipp Norsk Kylling, vestre bredd	6992843 N, 565177 E	G3B
Gaula	Nedstrøms utslipp Norsk Kylling, vestre bredd	6992935 N, 565128 E	G4
Gaula	Nedstrøms utslipp Norsk Kylling, østre bredd	6992932 N, 565163 E	G5
Gaula	Nedstrøms utslipp Norsk Kylling, vestre bredd	6993035 N, 565136 E	G6
Gaula	Nedstrøms Håggå bru, forbygning østre bredd	6993967 N, 564431 E	G7
Gaula	Nedstrøms Håggå bru, grusør østre bredd	6993964 N, 564321 E	G8

For ungfiskundersøkelsene er stasjon G3B (59 m²) og G5 (84 m²) på motsatt side av utslippspunktet til Norsk Kylling AS slått sammen til en stor stasjon kalt G5+G3B (143 m²). Disse to stasjoner på østsiden av Gaula er nær hverandre, er relativt ensartet og tilnærmet like mht. habitatkvalitet. Videre berøres de ikke direkte av utslippet fra bedriften på motsatt side av elva.

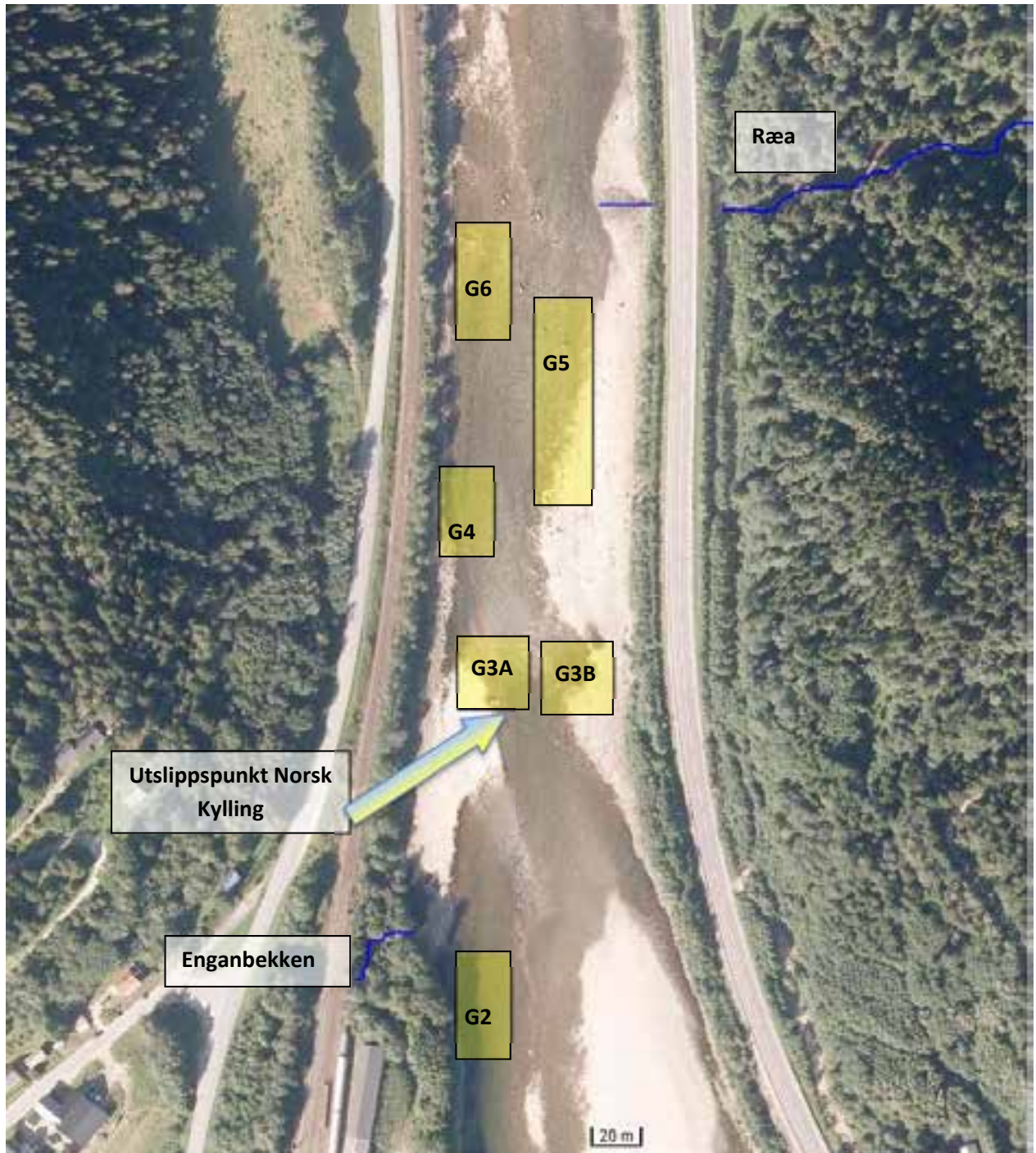
Tabell 2. Omfang av biologiske undersøkelser på stasjoner i Gaula høsten 2013 og 2014.

Vassdrag	St.nr	Bunndyr 2013	Bunndyr 2014	Elektrisk fiske 2013	Elektrisk fiske 2014
Gaula	G1	X	X	X	X
Gaula	G2	X	X	X	X
Gaula	G3 A	X	X	X	X
Gaula	G3 B		X		X
Gaula	G4			X	X
Gaula	G5	X	X	X	X
Gaula	G6	X	X	X	X
Gaula	G7		X	X	X
Gaula	G8			X	X

I vurderingsgrunnlaget for ungfiskundersøkelsene våre har vi inkludert et større datamateriale som ble innsamlet høsten 2013 av NINA i forbindelse med et større, flerårig overvåkings-program som pågår i Gaula vassdraget. Dataene herfra har vi benyttet for å kunne sammenligne tetthetsnivåer og bestandsstruktur for Størenområdet. Disse dataene utgjør et viktig supplement til ungfisk-tellingene fra Størenområdet, og er med på å styrke konklusjonsgrunnlaget i vurderingene av miljø- og resipientforhold på det aktuelle vassdragsavsnittet. Datamaterialet fra 2013 omfatter nå yngel-/ungfisktellinger på i alt 35 områder i hovedvassdraget Gaula, på strekningen fra Melhus/Udduvoll og opp til Eggafossen. For mer informasjon om dette materialet og konklusjonene her, henvises til rapporten fra Solem m.fl. (2014). Rapportering av innsamlete ungfiskdata for hele Gaula foreligger ikke ennå, slik at det ikke lar seg gjøre å gjennomføre en god sammenligning data fra utslippsområdet med data fra referansestasjoner.



Figur 8. Stasjonsområde G1 ovenfor utslipp fra Moøya renseanlegg. (Flyfoto: <http://finn.kart.no>)



Figur 9. i Gaula ved Norsk Kylling AS sitt utslipp (gule bokser), samt sidevassdrag, Engan- og Ræabekken. Foto på lav sommervannføring juli 2010. (<http://finn.kart.no>).



Figur 10. Flyfoto med stasjonsområder nedstrøms Håggå (Hage) bru. (Flyfoto: <http://kart.finn.no/>)

1. Materiale og metoder

1.1 Bunndyrundersøkelser

Metodikk

Metoder og utstyr som er benyttet ved undersøkelse av bunndyrsamfunnene følger norsk standard for bunndyrinnsamling med elvehåv (NS 4719, NS-ISO 7828), og er i samsvar med metodikk og anbefalinger angitt i gjeldende klassifiseringsveileder for vannforskriften (Direktoratsgr. 2009, 2013). Dette gjelder også vurderingssystemer brukt på bunndyrsamfunnet for å bedømme og klassifisere miljøtilstanden på lokaliteten. For nærmere informasjon, se veileder: "Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. «Veileder 01:2009: 181 s / Veileder 02:2013: 263 s». Veilederne kan lastes ned fra www.vannportalen.no.

Bunndyrprøvene er høstprøver innsamlet 26-28 august i 2013 og 18-23 september i 2014, og er tatt med sparkemetoden (Frost m.fl. 1971). Metoden går ut på at en holder en standard elvehåv (25 x 25 cm, maskevidde 0,25 mm.) ned mot elvebunnen og sparker opp substratet med støvelen oppstrøms håven. Bunndyrene og annet organisk materiale blir da ført med vannstrømmen inn i håven. Det er tatt tre ett-minutts prøver ($R1 \times 3 = R3$) på hver stasjon, som tilsvarende ca 9 meter lang elvestrekning. Prøvene er hentet fortrinnsvis fra hurtigrennende habitater med stein/grussubstrat. For hvert minutt blir håven tømt for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling/tap av materiale ut av håven. Hver prøve er fiksert med etanol i felt for videre bearbeidelse og taksonomisk bestemmelse på laboratorie.

Ulike grupper og arter av bunndyr har forskjellige toleransegrenser i forhold til forurensningsbelastning og annen påvirkning (Aanes & Bækken 1989). I en ren elv eller bekk, som i liten grad avviker fra naturtilstanden og som dermed har økologisk tilstand «God» eller bedre, vil man kunne forvente å finne en klar dominans av bunndyrgrupper som døgn-, stein- og vårfluer (i tillegg til andre rentvannsformer). Karakteristisk for slike lokaliteter vil være høy diversitet av arter, der følsomme taxa opptrer med en tetthet som er større enn enkeltfunn. I tillegg vil det være en liten forskyving av dominansforhold mot tolerante arter. Sterkt innslag av gravende og detritus-spisende bunndyrgrupper som har høy toleranse ovenfor forurensning og påvirkning, vil derimot være indikatorer på effekter fra forurensninger. Eksempler på slike bunndyrgrupper kan være børstemark, igler, snegler, midd, tolerante fjærmygg og andre tovinger.

En vanlig tilnærming til biologisk mangfold i bekker og elver er en vurdering av forekomsten av ulike indikatortaxa i samfunnet av bunndyr. En mye brukt indeks her er verdien gitt som det totale antall EPT-arter/taxa. Verdien tar utgangspunkt i hvor mange arter/taxa av døgnfluer (**E** = Ephemeroptera), steinfluer (**P** = Plecoptera) og vårfluer (**T** = Trichoptera) en registrerer på lokaliteten. En reduksjon i EPT verdien i forhold til det en ville forvente var naturtilstanden danner grunnlaget for vurderingen av påvirkning. Naturtilstanden hos bunndyrfaunaen i våre vannforekomster varierer både etter dens størrelse, biotopens utforming og beliggenhet (høyde over havet, nedbørfeltets geologi og geografisk beliggenhet). Dette medfører at klassifiseringssystemet må brukes med forsiktighet.

I henhold til gjeldende klassifiseringsveiledere er ASPT indeksen (Armitage m.fl. 1983) anvendt til klassifisering av den økologiske tilstanden i vannforekomster med generell påvirkning. Indeksen er opprinnelig tilpasset Storbritannia, men viser tilfredsstillende treffsikkerhet også i Norge etter interkalibrering av grenseverdier. Den baserer seg på en rangering av et utvalg av de familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, etter deres toleranse ovenfor organisk belastning/-nærings-saltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT indeksen gir en midlere toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven. Målt indeksverdi skal vurderes i forhold til en referanseverdi for hver vanntype. Referanseverdien er satt til 6,9 (tabell 3) for bunnfaunaen i elver. Denne referanseverdien skal inntil videre gjelde for alle typer rennende vann iht. klassifiseringsveilederens retningslinjer for typifisering av vassdrag i Norge.

ASPT-indeksen, referanseverdier og klassegrenser baserer seg på et relativt lite utvalg av våre vannforekomster, og er i utgangspunktet tilpasset større vassdrag. Gaula synes derfor å være tilpasset ASPT-indeksen. Bakgrunns materialet for indeksen baserer som imidlertid på bunndyrsamfunn lenger sør i Europa. Dette kan medføre usikkerhet i klassifiseringen i Norge, spesielt for små vassdrag, som kan ha andre referanseverdier ved naturtilstand. Resultatene fra de siste års vanddirektivundersøkelser i bl. a. denne vannregionen har imidlertid gitt tilfredsstillende klassifisering av tilstand sammenlignet med kjente påvirkninger og sammenlignet med vannforekomstenes målte vannkvalitet.

Tabell 3. ASPT- og grenseverdi for økologisk tilstand samt EQR ved bruk av bunndyrfaunaen i elver.

Bunnfauna		ASPT			
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	< 4,4
Grenseverdier					
	SG/G	G/M	M/D		D/SD
	6,8	6*	5,2		4,4
EQR for Bunnfauna, ASPT					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,99	0,99-0,87*	0,87-0,75	0,75-0,64	< 0,64

Vi oppgir også en annen indeksverdi for miljøkvalitet basert på bunndyrsamfunnets sammensetning, BMWP-indeksen (Armitage m.fl. 1983), som er en integrert del av beregningsgrunnlaget i ASPT-indeksverdien. Dette er en indeks hvor de ulike gruppene tillegges en verdi fra 10 til 1 etter hvilken kunnskap som finnes om artens toleranse overfor organisk forurensning/eutrofiering. Summering av verdiene gir dermed et tall som relateres til graden av påvirkning. Elver med god vannkvalitet har generelt BMWP-verdier rundt 100 eller mer (Mason 2002). Typiske verdier for midt-norske vassdrag og forventningsverdier for Gaula ved Støren er diskutert nærmere i kapittel 4; Diskusjon av resultater.

På hver stasjon er de tre indeksene EPT-verdi (antall EPT arter), ASPT-indeks og BMWP-indeks anvendt. ASPT-indeksverdien er benyttet for å klassifisere økologisk tilstand. Videre er struktur og funksjonell sammensetning i bunndyrsamfunnet ekspertvurdert i forhold til eutrofiering og organisk belastning og forhold som antall bunndyr per prøve og eventuelle forskyvinger av dominansforhold mot tolerante arter i den enkelte bunndyrprøve.

1.2 Ungfiskundersøkelser

Kvantitativt elektrisk fiske er gjort på utvalgte elve-/bekkeavsnitt. Det ble fisket i tre omganger på et oppmålt areal, og fisket følger prinsipper skissert i Bohlin m.fl. (1989), med om lag 30 minutters pause mellom hver omgang. Tetthet er estimert etter utfangstmetoden (Zippin 1958) på grunnlag av avtak i fangst for hver omgang. Et bærbart elektrisk fiskeapparat av typen GeOmega FA-4 (Terik Tech.) er benyttet, med anodestang påmontert håv på anoderingen. En separat, sirkulær fanghåv påmontert stang er også benyttet. All fisk ble bedøvd med Aqui-S før lengdemåling, bestemmelse av art og øvrig håndtering. Fisken ble sluppet levende tilbake i vassdraget etter at nødvendige data var registrert.

Ungfiskundersøkelsene ble utført den siste uken i august (26-28 august) i 2013 og 18-23 september i 2014. Vannføringen (ref. NVE's målestasjon Gaulfoss, lokalisert om lag 6,5 km i luftlinje nedstrøms Støren) var i mellom 30-25 m³/s og sakte synkende i undersøkelsesperioden i 2013, med en vanntemperaturer rundt 13-14 °C. Vannfargen var klar, lettere humøs, med god sikt. Vannføringen i 2014 lå rundt 12-25 m³/s, med svært god sikt og vanntemperatur mellom 9 og 10 °C. Forholdene for elektrisk fiske vurderes som optimale for denne typen ungfisktellinger i Gaula.

1.3 Effekter på utøvelse av sportsfiske

Det er stor interesse knyttet til sportsfiske i området og det kan være relevant å vurdere nærmere om utslippene kan ha noen påvirkning. For å få svar på dette har vi gjort en grov vurdering om utslippene kan påvirke utøvelsen av fisket etter laks og sjøørret på vassdragsavsnitt ved utslippspunktene til de to renseanleggene. Dette ble gjort ved å foreta befaringer gjennom hele 2013, på ulike vannføringer og fiskeforhold. Videre har vi også hatt samtaler med tilfeldige sportsfiskere i Gaula under sesongen 2013 og 2014, som har benyttet fiskevald ved Moøya renseanlegg sitt utslipp og ved Norsk Kylling AS sitt utslipp. Det er i henhold til våre opplysninger Støren Jeger og Fiskeforening og Vold Elveeierlag som disponerer fisket på strekninger der utslippspunktene for Moøya renseanlegg og Norsk Kylling AS befinner seg. I utslippsområdet til Moøya renseanlegg og oppstrøms jernbanebrua ligger «sone 2, fluesonen», som fiskes kun fra motsatt side av utslippet, mens Bruhølen (sone 3) ligger nedstrøms jernbanebrua og den fiskes fra begge sider. Ved utslippspunktet til Norsk Kylling AS fiskes Gaula fra begge sider. Videre har Vold Elveeierlag rettigheter til fiske på en 3,5 km strekning i influensområdet til utslippene, på strekningen fra kommunegrensen mot Melhus i nord til Jernbanebrua/Rørosbanen (Moøya bru) i sør.

1.4 Vannkvalitet –Fysisk-kjemiske undersøkelser

1.4.1 Prøvetaking og analyseparametere

For å karakterisere vannkvaliteten i Gaula på det aktuelle vassdragsavsnittet (figur 2 og 3) ble det i 2013 samlet inn vannprøver fra 4 stasjoner i perioden april til september og i 2014 (tabell 2) fra 5 st. i perioden august til desember. Parallelt med disse prøvene ble det samlet inn prøver fra Enganbekken.

Her ble det benyttet tre stasjoner i 2013. Opplegget ble supplert med en ekstra stasjon i 2014 for lettere å kunne spore utslipp nedstrøms Norsk Kylling AS før Enganbakkens samløp med Gaula (figur 22).

Vannprøvene ble i 2013 analysert på pH, konduktivitet, turbiditet, total innhold av fosfor og nitrogen og innhold av totalt organisk materiale (TOC), samt kalsium, farge. De siste variablene var tatt med for å kunne bestemme vanntypen i henhold til Vannforskriften. I 2014 var utvalg av parametre fokusert på næringssalter og organisk materiale for å få et bilde av resipientforhold knyttet til avløpsvannet fra de to rensesanleggene (tot-P, tot-N og TOC).

Tabell 4. Analyseparametre og metoder.

Parameter	Benevning	Metode
Tot – P - total fosfor	µg P/l	Intern/NS 4725
Tot – N - total nitrogen	µg N/l	NS 4743
TOC Totalt organisk karbon	mg C/l	ISO 7980
Termotolerante koliforme bakterier (TKB)	# /100ml	NS 4792

Vannprøvene ble hentet inn fra Gaula ved hjelp av en teleskopisk vannhenter (figur 11) fra områder ute i vassdraget med god turbulens, og hvor utslipp burde ha fått en god innblanding i vannmassene. Prøvene ble tatt på spesielle flasker for formålet og ble oppbevart kjølig under transportert til analyselaboratoriet, som har vært Analysesenteret, Trondheim kommune. Fra Enganbekken ble prøvene samlet inn for hånd fra områder med god turbulens.



Figur 11: NIVAs teleskopiske vann-prøve henter (6 m), her brukt på stasjon 1 oppstrøms Moøya RA.

2. Fysisk-kjemisk vannkvalitet

2.1 Bakgrunn

På den aktuelle vassdragsstrekningen av Gaula ved Støren er det to punktutslipp fra henholdsvis Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommunes rensanlegg ved Moøya. I tillegg bidrar en mindre bekk (Engan-bekken), som drenerer et industriområde og spredt bolig bebyggelse. Bekken har utløp mellom utslippet fra disse to rensanleggene (figur 9). I forbindelse med konsesjonsbehandlingen for utslippet fra Norsk Kylling AS ble det gjort en vurdering av eventuelle effekter på vannkjemiske forhold fra disse utslippene i Gaula (Aanes mfl. 2013) på bakgrunn av data fra vannprøver som var hentet inn i perioden fra april til september i 2013. Dette materialet er nå supplert med nye prøver som ble hentet inn i perioden fra august til desember i 2014 og da knyttet til overvåkingen av miljøforhold - og vannkvalitet på denne strekningen av Gaula, som pågår i regi av Norsk Kylling AS.

Vassdraget kan karakteriseres som en typisk flomelv med raske, naturlige og til dels store endringer i vannstand og vannføring (figur 20 og 21). Ved Haga bru i Gaulfossen, som ligger på grensen mellom Midtre Gauldal og Melhus kommune (45 m.o.h.) har NVE en stasjon som måler vannføringen i Gaula. Nedbørfeltet oppstrøms st. er 3090 km² og det har en innsjøprosent på bare 2,1 %. Vassdraget er det største i Midt Norge og har en årlig middelvannføring er 78,5 m³/s, en midlere middelflom på 757 m³/s, og en fem- og tiårsflom beregnet til henholdsvis 932 m³/s og 1109 m³/s ved Gaulfossen.

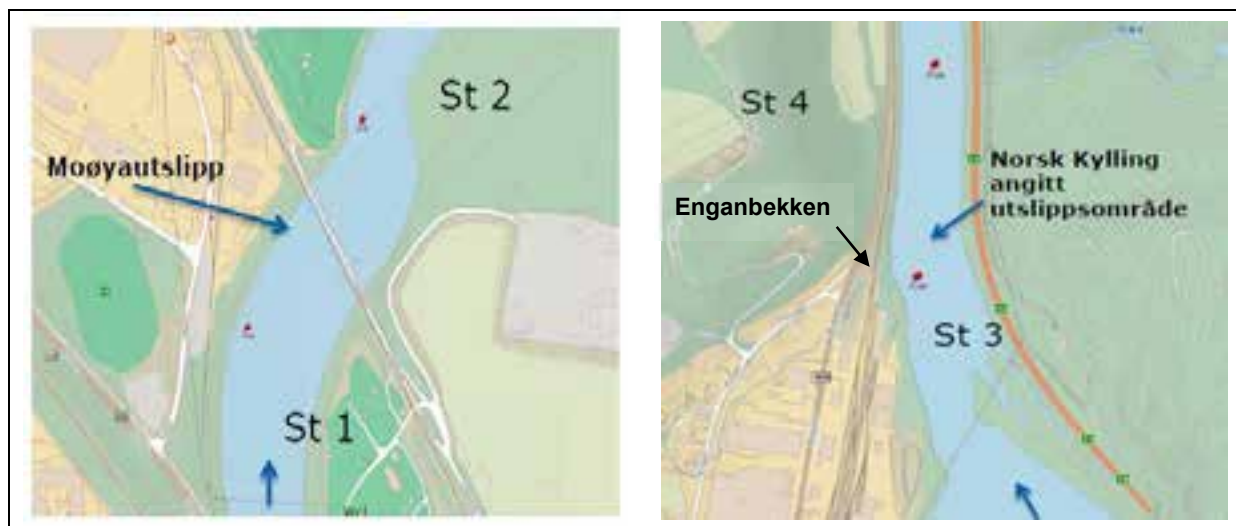
Belastningen på det aktuelle vassdragsavsnittet av bl. a. næringssalter og organisk materiale kommer fra to hovedkilder.

- Moøya RA er et kommunalt biologisk-kjemisk anlegg dimensjonert for 5000 personekvivalenter. Anlegget mottar stort sett avløpsvann fra husholdninger (liten industri-tilknytning) tilsvarende ca. 3000 til 3500 personer. Vannmengden gjennom anlegget ligger normalt i området 20-25 m³/time.
- Anlegget til Norsk Kylling AS består av separator og roterende siler for fjerning av partikulært materiale, fettavskiller, flokkulator med tilsats av jernklorid og polymer, og en flotasjonsenhet for separasjon av utfelte forbindelser. Anlegget er i drift 22 timer i døgnet og stenges lørdag natt-søndag morgen, og startes opp igjen mandag morgen. Vannmengden gjennom anlegget ligger normalt på ca 30 m³/time.

2.2 Gaula ved Støren - lokalisering av punktutslipp

I figur 1 er det vist et oversiktskart over Gaulavassdraget ved Størenområdet. Utslippspunktene er angitt ved gule sirkler, der hhv. punkt 1 referer til Norsk Kylling og punkt 2 til Moøya renseanlegg.

Utslipps- og prøvetakingspunkter for vannprøver er nærmere angitt i figur 12 for Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommune. Referansestasjonen (st. 1) ligger ca. 90 meter oppstrøms utslippspunkt fra det kommunale renseanlegget, mens st. 2 er plassert ca. 110 m nedstrøms utslippspunktet i Gaula fra Moøya. St. 3 ble lagt ca. 100 m oppstrøms Norsk Kylling AS sitt utslipp og st. 4 ca. 200 m nedstrøms bedriftens utslippspunkt i Gaula. Stasjon 5 som kom til i 2014 er lokalisert ca. 200 m nedstrøms st. 4.



Figur 12. Kartskisse med prøvetakingspunkter i 2013 og 2014 for å beskrive utslippet fra Moøya RA (til venstre) og for å beskrive utslippet fra Norsk Kylling AS (til høyre).

2.3 Vanntype og miljøtilstand

For å kunne vurdere miljøtilstanden i vassdraget etter kriteriene gitt i vannforskriften er det nødvendig å vite hvilken vanntype Gaula har på det avsnittet vi har data fra. Dette er mulig dels på bakgrunn av tidligere fysisk-kjemiske data fra stasjonen som inngår i et nasjonalt overvåkings-program litt lengre nede i vassdraget (Saksgård & Schartau 2009). Dataene her gir en vanntype på dette avsnittet av Gaula som er «*moderat kalkrik og humøs*» (elvetype nr. 8). En slik vann- type støttes av våre data fra vann-

prøver hentet inn i 2013 (tabell 9 og 10). Her varierer verdien for vannets egenfarge fra 14 til 51, og med en midlere verdi på 28 mg Pt/l (riktignok litt under klassegrensen på 30 mg Pt/l), men få analyser gir noe usikkerhet og erfaring heller mot en humøs vannkvalitet (TOC verdien var 6,3 mg C/l i april og større enn klassegrensen på 5,0 mg C/L). Fargeverdiene viser store svigninger, noe som nok har sammenheng bl.a med store variasjoner i nedbør og vannføring (figur 20 og 21). Variasjonen i vannets egenfarge var i 2009 fra 3 – 62 mg Pt/l.

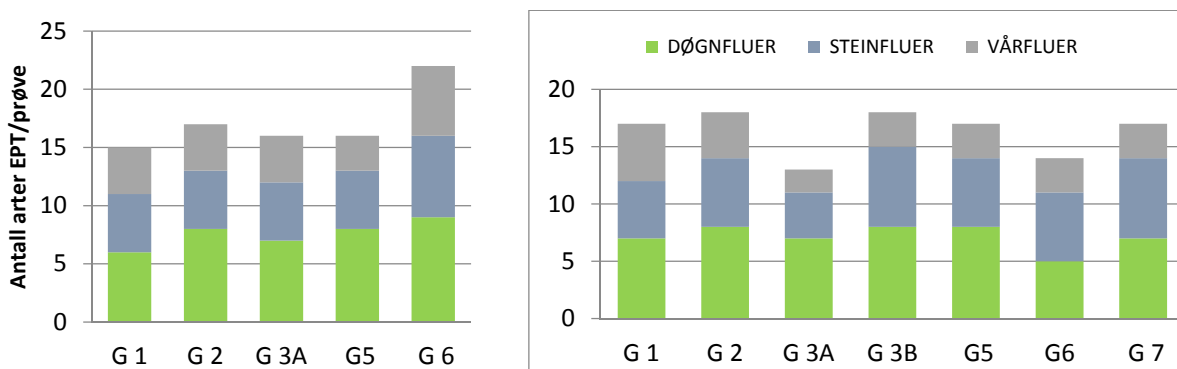
TOC verdiene for 2014 (tabell 11) er alle under 5 mg C/l. Midlere verdi var 3,2 mg C/l og med en maksverdi som var 4,5 mg C/l på referansestasjonen G 1. Dette gjør bestemmelsen av vann-type noe usikker (er den klar/humøs?). I den videre overvåkingen kan det være nyttig å ta med målinger av vannets egenfarge for å få en sikrere typifisering. Kalsium konsentrasjonen i 2013 indikerer alle en moderat kalkrik vannforekomst (tabell 10). Kalsium ble ikke analysert i 2014 og er ikke aktuell i 2015.

Ved vurdering av miljøtilstand i Gaula har vi benyttet det strengeste kriteriesettet og da det som gjelder for klare elver som er moderat kalkrike, henholdsvis elvetyperne 7. Grenseverdiene for konsentrasjonen av tot-P og tot-N for både klare- og humøse moderat kalkrike elver (elvetype 7 og 8) i henhold til veilederen for vannforskriften er vist i tabellene 22 til 24. Tilsvarende for innhold av fekale bakterier (TKB) og totalt innhold av organisk materiale er vist i tabell 25.

3. Resultater: Biologiske undersøkelser

3.1 Bunndyrundersøkelser

Det ble registrert mellom 15 og 22 ulike taxa av døgn-, stein og vårfluer (EPT) på stasjonene i august 2013 (figur 13). Høyeste antall EPT ble funnet stasjon G6 nedstrøms begge utslippspunkter. Her ble det påvist ni ulike taxa av døgnfluer, syv steinfluer og seks vårfluer. Lavest antall EPT ble funnet på st. G1, det vil si på vår referansestasjon ovenfor utslippspunktene. Ved denne stasjonen ble det påvist seks døgnflue-, fem steinflue- og fire vårfluetaxa.

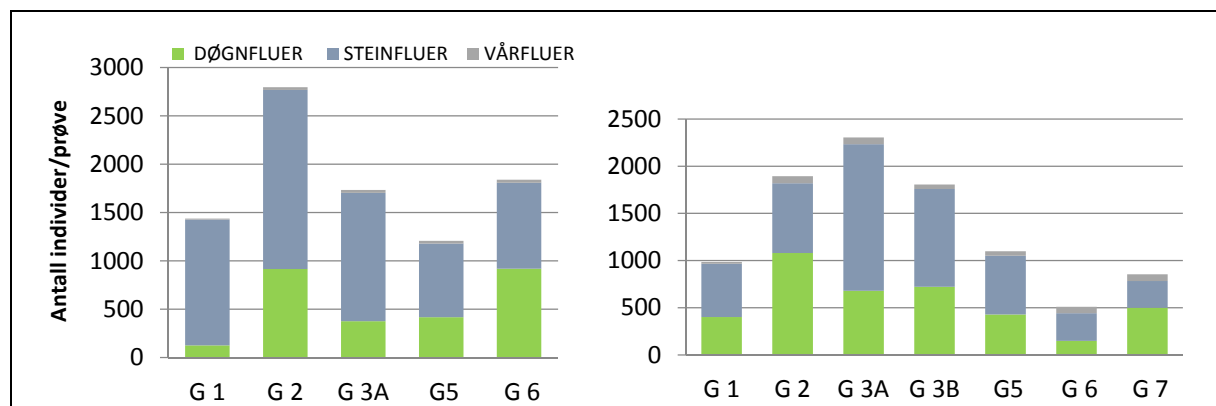


Figur 13. Bunndyrsamfunn i Gaula i 2013 (t.v.) og i 2014 (t.h.). Biologisk mangfold, antall EPT-taxa.

I september 2014 ble registrert mellom 13 og 18 ulike taxa av døgn-, stein- og vårfluer (EPT) på de undersøkte stasjonene (fig. 13). Høyeste antall EPT ble funnet på de to stasjonene G2 (like oppstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS) og G3B (parallelt med Norsk Kylling AS sitt utslipp, men på motsatt side av Gaula). Lavest antall EPT ble funnet på stasjon G3A og G6, som er lokalisert i selve utslippsområdet til Norsk Kylling AS (3A) og et stykke nedstrøms (G6).

Antall bunndyr fra dyregruppene EPT per prøve i 2013 varierte fra 1205 (G5) til 2796 (G2) (Figur 14). Blant dette antallet dominerte arter i bunndyrgruppen steinfluer i antall på stasjon G1 til G5, med et

individantall mellom 762 (G5) til 1853 (G2). Kun stasjon G6 hadde et forskjøvet dominansforhold fra steinfluer (889 individer) mot døgnfluer (920 individer). For døgnfluer varierte individantallet mellom 126 (G1) og 920 (G6). Bunndyrgruppen vårfluer ble kun påvist med enkeltindivider og lave antall, som varierte fra ni (G1) til 30 (G6) vårfluer per bunndyrprøve i 2013.

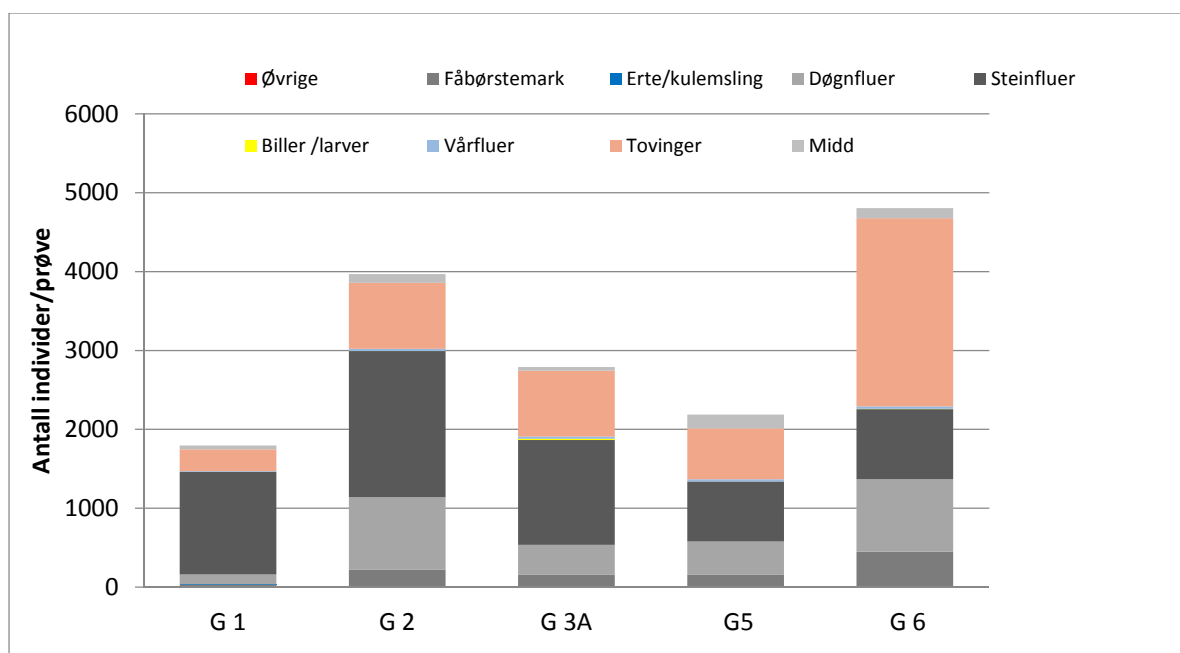


Figur 11. Antall individer av EPT per 3 min. prøve (R-3) fra Gaula i 2013 (t.v.) og 2014 (t.h.).

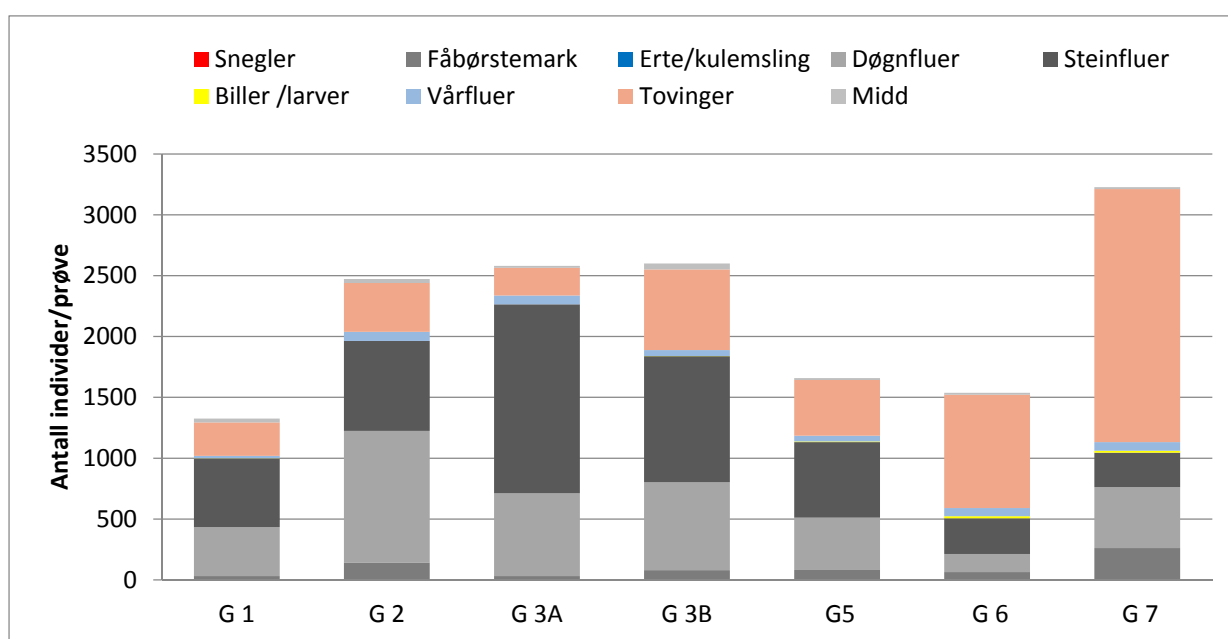
Antall EPT per prøve i 2014 varierte fra 511 (G6) til 2305 (G3A) (Figur 14). Samlet var EPT gruppen dominert av steinfluer som hadde størst antall på stasjonene G1, G3A, G3B, G5, G6 og G7. (variasjon fra 283 steinfluer på st. G7 til 1153 på G3A). På st. G2 dominerte døgnfluer, med 1080 individer per prøve. Lavest antall døgnfluer ble påvist på stasjon G6. For døgnfluer var tilsvarende variasjon med hensyn til antall/prøve mellom 149 på st. G6 og 1080 på st. G2. For bunndyrgruppen vårfluer ble det påvist fra 20 (st. G1) til 76 (st. G2) individer per prøve.

For bunndyrsamfunnet sett under ett dominerte EPT på alle stasjoner i antall per prøve i 2013, med unntak av stasjon G6. Her dominerte bunndyrgruppen tovinger i antall, og var bestående av fjærmygg, småstankelbein og andre ubestemte tovinger, med 2388 individer per prøve. De øvrige stasjonene hadde fra 276 på st. G1 til 644 på st. G5 av dyregruppen tovinger per prøve. Stasjon G6 hadde høyest antall fåbørstemark blant stasjonene, med 448 individer. De øvrige stasjonene hadde fra 32 (st. G1) til 224 (st. G2) individer av fåbørstemark per prøve.

Bunndyrsamfunnet hadde i 2014 en dominans av EPT taxa på alle stasjonene mht. antall per prøve med unntak av stasjon G6 og G7. Her dominerte bunndyrgruppen tovinger i antall, med 931 individer på st. G6 og 2080 på st. G7 per prøve. De øvrige stasjonene hadde fra 228 (st. G3A) til 664 (st. G3B) tovinger per prøve. St. G7 hadde også høyest antall fåbørstemark blant stasjonene i 2014, med 256 individer. De øvrige stasjonene hadde fra 32 (st. G1 og G3A) til 144 (st. G2) fåbørstemark per prøve.

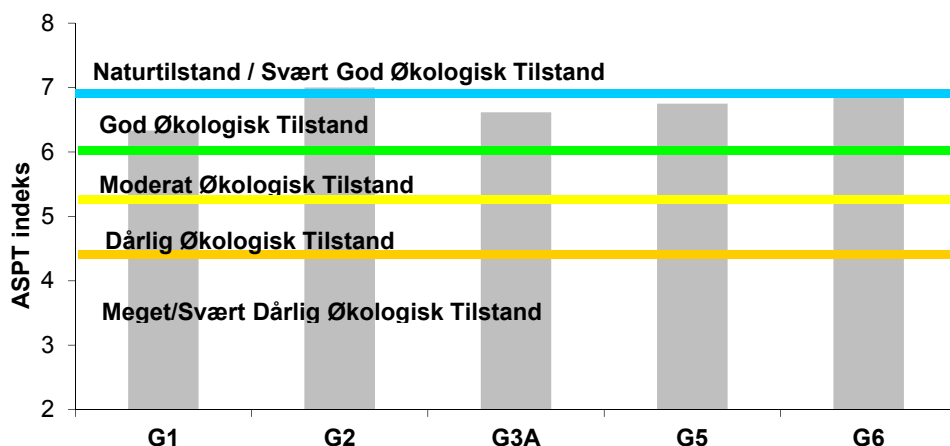


Figur 12. Bunndyrsamfunnets sammensetning og estimert antall per 3-min.prøve (R-3) i Gaula i 2013.

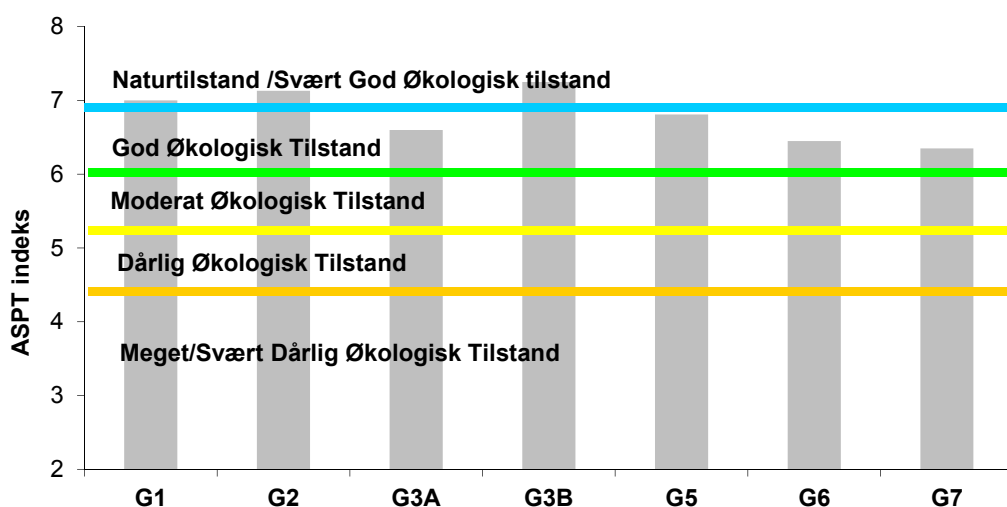


Figur 13. Bunndyrsamfunnets sammensetning og estimert antall per 3-min.prøve (R-3) i Gaula i 2014.

Beregninger av ASPT-indeksen på bakgrunn av sammensetningen i bunndyrsamfunnet i 2013 varierte fra 6,33 på st. G1 til 7,00 på st. G2. For 2014 varierte ASPT-indeksen fra 6,36 på st. G7 til 7,25 på st. G3B. De undersøkte stasjonene hadde alle ASPT-verdier både i 2013 og i 2014 som klassifiserer den økologiske tilstanden innenfor klassegrensene «God» eller «Svært God» (figur 17 og 18).



Figur 14. Økologisk tilstand klassifisert vha. bunndyrsamfunnet på den enkelte stasjon i Gaula i 2013.



Figur 15. Økologisk tilstand klassifisert vha. bunndyrsamfunnet på den enkelte stasjon i Gaula i 2014.

Tabell 5. Ulike indeksverdier beregnet vha. data om bunndyrsamfunnets sammensetning i Gaula ved Støren i 2013 og 2014. ASPT-indeksverdien er vist med fargekode som korresponderer med tilstandsklassen i henhold til EU's femdelte skala for å klassifisere økologisk tilstand.

2013: Gaula ved Støren				
Stasjon	EQR	ASPT	BMWP	EPT
G6	1,00	6,87	103	22
G5	0,98	6,75	81	16
G3A	0,96	6,62	86	16
G2	1,01	7,00	91	17
G1	0,92	6,33	76	15

2014: Gaula ved Støren				
Stasjon	EQR	ASPT	BMWP	EPT
G7	0,92	6,36	89	17
G6	0,94	6,45	71	14
G5	0,99	6,81	109	17
G3A	0,96	6,60	66	18
G3B	1,05	7,25	116	13
G2	1,03	7,13	107	18
G1	1,01	7,00	98	17

Tabell 5 viser BMWP-indeksverdier for bunndyrsamfunnet på de undersøkte stasjonene i 2013 og 2014. Det er relativt stor variasjon i indeksverdiene, der fire av stasjonene hadde verdier opp mot 100 eller mer, mens tre stasjoner har indeksverdier under 90. Laveste indeksverdi var på 66, (tabell 4) og den ble målt i utslippsområdet for avløpet fra Norsk Kylling AS (st. 3A). Høyeste indeksverdi ble målt på motsatt side av st. 3A på st. 3B. Her oppnådde bunndyrsamfunnet 116 i BMWP-indeksverdi.

3.2 Ungfiskundersøkelser

Tabell 6 og 7 viser gjennomsnittlig, estimerte tetthetsnivåer av all laksefisk basert på fangstresultater fra el-fiske høsten 2013 og 2014 i Gaula ved Støren. Det ble fanget 431 laks- og ørret-unger i 2013, mens tilsvarende tall i 2014 var 680 (tabell 8). Undersøkt areal var 585 m² i 2013, og 719 m² i 2014.

Tabell 6. Estimerte tettheter (antall/100 m²) i Gaula av årsyngel (0+) av laks og ørret, samt eldre lakse- og ørretunger (≥1+), på stasjoner i Gaula ved Støren i 2013.

Gaulavassdraget, Støren. 2013		Estimert tetthet pr 100 m ²			
Stasjon	Areal	Laks		Ørret	
		0+	Eldre (≥1+)	0+	Eldre (≥1+)
G1	126	18,4	12,7	0,8	0
G2	39	49,5	87,3	7,7	2,6
G3A	36	42,1	81,8	16,3	2,8
G4	100	10,4	70,3	14,1	11,4
G5	114	16,7	35,0	0,9	0
G6	70	0	73,0	4,4	1,4
G7	-	-	-	-	-
G8	100	10,2	69,2	1,0	2,2
Gjennomsnitt G2-G8	459	21,5	69,4	7,4	3,4

Det var en stor variasjon i tettheten av årsyngel av laks (0+) nedstrøms utslippspunktene i 2013, og årsklassen ble ikke påvist ved stasjon G6 (tabell 6). Høyest tetthet ble funnet på st. G2 og G3, med hhv 42,1 og 49,5 ind./100 m². På referansestasjon G1 ovenfor begge utslippspunktene var det en 0+-tetthet på 18,4 ind./100m². For eldre laks med alder ett år eller mer (≥1+) varierte tetthetene fra 35,0 ind. På st. G5 til 87,3 på st. G2. Laveste tetthet ble målt på referansestasjonen G1, med 12,7 ind./100 m².

Tettheten av 0+ ørret nedstrøms utslippene var fra 0,9 på st. G5 til 16,3 ind./100m² på st. G3 (tabell 6). For ørret med alder ≥1+ varierte tettheten fra 0,0 fisk på st. G5 til 11,4 ind./100m² på st. G4. På st. G1 var tettheten av 0+ ørret 0,8 ind./100 m². Ingen ørret med alder ≥1+ ble påvist på denne stasjonen.

Tabell 7. Estimerte tettheter (som i tabell 6) på stasjoner i Gaula ved Støren i 2014.

Gaulavassdraget, Støren. 2014		Estimert tetthet pr 100 m ²			
Stasjon	Areal	Laks		Ørret	
		0+	Eldre (≥1+)	0+	Eldre (≥1+)
G1	99	70,0	10,3	5,9	0
G2	81	137,4	57,3	5,0	0
G3A	67	45,3	69,4	1,5	0
G4	31	52,7	67,8	6,5	12,2
G5+3B	143	33,1	28,9	8,2	0
G6	198	28,3	25,6	0,5	0,5
G7 *	78	17,5	44,7	1,9	3,9
G8	100	79,2	77,8	4,0	4,0
Gjennomsnitt G2-G8	698	57,9	53,0	3,9	2,9

* en gangs overfiske, tetthet beregnet ut fra $p = \text{gjennomsnitt av stasjon G1-G7 (0,66)}$.

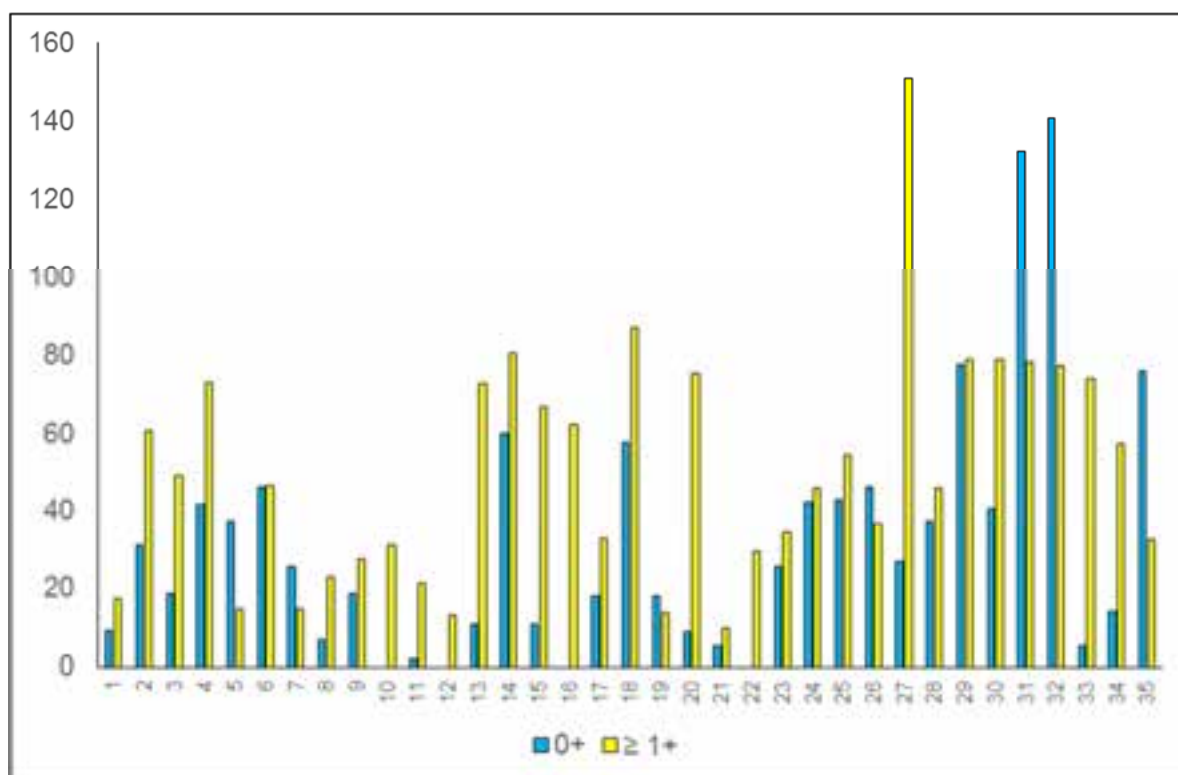
I 2014 (tabell 7) var det som i 2013 stor variasjon i tettheten av laksunger nedstrøms utslippspunktene. Årsyngel ble derimot påvist ved alle stasjoner, der høyeste tettheter nedstrøms utslippene ble funnet på stasjon G2 og G8, med hhv 137,4 og 79,2 ind./100 m². Laveste tetthet ble estimert på stasjon G7 (17,5 ind./100m²). På referansestasjon G1 ovenfor begge utslippspunktene ble det funnet en 0+ tetthet på 70,0 ind./100m². For eldre laksunger med alder ett år eller mer ($\geq 1+$) varierte tetthetene fra 25,6 på st. G6 til 77,8 på st. G8. Laveste tetthet for eldre laksunger ble som i 2013 registrert på referansestasjonen G1, med 10,3 ind./100 m² (tabell 7).

Tettheten av 0+ ørret nedstrøms utslippspunktene varierte fra 0,5 på st. G6 til 8,2 ind./100m² på st. G5, mens for ørret med alder $\geq 1+$ varierte tettheten fra ingen fisk på stasjonene G2, G3 og G5+3B til 12,2 ind./100m² på st. G4. For referansestasjonen G1 var tettheten av 0+ ørret på 5,9 ind./100 m². I likhet med resultatene fra 2013 ble ingen ørret med alder $\geq 1+$ påvist på denne stasjonen.

Ved å bruke et Zippin-estimat på tetthet av laksefisk og benytte samlet fangst fra el-fisket i området ved Støren (tabell 8) gir dataene en midlere tetthet på 100,9 fisk per 100 m² for alle stasjoner i 2014. Tilsvarende tetthet i 2013 var på 76,7 fisk per 100 m². Ved begge disse to årene er det stasjon G 2 som oppnår de høyeste, sammenslåtte tetthetene, med hhv. 188,6 og 146,6 fisk per 100 m². Lavest tetthet hadde st. G1 (referanse st.) i 2013, mens st. G6 hadde lavest tetthet i 2014 med 55,7 fisk per 100 m².

Tabell 8. Beregnet (Zippin-estimat) total tetthet av laksefisk på st. med 3 gangs overfiske i Støren-området i 2013 og 2014. (G7 er utelatt fra beregningene som følge av kun *en* gangs overfiske).

All laksefisk, total tetthet										
Gaula ved Støren 2014	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
G1	99	57	17	7	81	84,07	84,9	0,67	4,833903	4,9
G2	81	78	35	21	134	153,54	188,6	0,50	18,13644	22,3
G3A	67	50	15	6	71	73,64	110,0	0,67	4,464427	6,7
G4	31	27	9	4	40	42,10	135,8	0,63	4,292278	13,8
G5	143	61	23	12	96	103,98	72,7	0,58	9,476612	6,6
G6	198	64	23	14	101	110,32	55,7	0,56	10,58342	5,3
G8	100	103	45	9	157	163,88	163,9	0,65	7,461693	7,5
Alle stasjoner	719	440	167	73	680	726,09	100,9	0,60	21,47251	3
All laksefisk, total tetthet										
Gaula ved Støren 2013	Areal	C1	C2	C3	Y	n	N	p	ci	CI
G1	126	28	7	3	38	39,03	31,0	0,70	2,627966	2,1
G2	39	48	5	4	57	57,47	146,6	0,80	1,550091	4
G3A	36	39	7	2	48	48,40	135,2	0,80	1,433882	4
G4	100	64	17	14	95	102,07	102,1	0,59	8,637328	8,6
G5+3B	114	33	17	5	55	59,61	52,3	0,57	7,225646	6,3
G6	70	28	13	7	48	54,47	77,8	0,51	10,11104	14,4
G8	100	64	19	7	90	92,99	93,0	0,68	4,65541	4,7
Alle stasjoner	585	304	85	42	431	448,59	76,7	0,66	11,75034	2



Figur 16. Gaulavassdraget. Tettheter av laksunger i 2013 på de ulike stasjonene i hovedvassdraget, fordelt på 0+ og eldre ($\geq 1+$) fiskeunger. Stasjon 1 er nederst og stasjon 35 øverst. Stasjon 14-19 er stasjoner fra Størenområdet. Figuren er hentet fra Solem m.fl. (2014).

Figur 16 viser søylediagram over estimert tetthet av laksunger (årsyngel og eldre ungfisk) på 35 stasjoner i hele Gaula høsten 2013, der stasjon 14-19 er stasjoner identiske med G1-G8 i denne rapporten. De høyeste tetthetene måles i øvre deler av Gaula på stasjonene 27, 31 og 32, etterfulgt av stasjoner i Størenområdet, og da st. 18 og 14 som er st. G2 og G4 i våre undersøkelser.

3.3 Effekter på utøvelse av sportsfiske

Basert på våre befaringer og samtaler med flere sportsfiskere på fiskeområdene ved Norsk Kylling AS sitt utslipp i Gaula, herunder også området ved Enganbekken, registrerer vi ingen forhold som kan påvirke antatte muligheter for fangst. Vi registrerer imidlertid at Enganbekkens munningsområde påpekes av alle sportsfiskere vi har vært i kontakt med som noe problematisk i perioder. Kommentarer som går igjen omtaler glatte steiner og luktubeag, som de største negative faktorene. Dette er forhold som reduserer fiskerens naturopplevelse under fisket, men uten å påvirke mulighetene for fangst.

Vannkvaliteten i Enganbekken er omtalt i avsnitt 4.3. Det har her vært flere utslippsepisoder av ulik art og opprinnelse de siste 10 årene (se Vedlegg A), både av slakteavfall, kloakk, jernklorid og termisk forurensing, der akutt fiskedød og utarming av bunndyrfaunaen er registrerte konsekvenser. Det ble dokumentert flere lignende, uheldige episoder i bekken i løpet av 2013 og 2014.

Videre registrerer vi periodevis sterk kloakkluft og blakking av elvevann nedstrøms utslippspunktet til Moøya renseanlegg. Det ble den 13. september 2013 observert flytende dopapir-rester i overflaten og langs land på vestre side av Gaula nedstrøms utslippsrøret. Dette var utenfor fiskesesongen, og brukere av vassdraget vil da i liten grad oppdage slike forhold eller bli berørt av dem, men store uheldsutslipp vil kunne overbelaste resipientkapasiteten på relativt store vassdragsavsnitt nedstrøms utslippet og derved redusere evnen vassdraget har til å håndtere andre utslipp.

4. Resultater: Fysisk-kjemisk vannkvalitet

Undersøkelsene som ble gjennomført i perioden april til september i 2013 for å få et bilde av den fysisk-kjemiske vannkvaliteten er vist i tabellene 9 og 10. Tilsvarende resultatene fra overvåkingen av vannkvaliteten i 2014 er samlet i tabellene 11 til 15. I tabellene er også resultatene fra vannprøvens innhold av termostabile coliforme bakterier (TKB).

4.1 Resultater 2013

Tabell 9. Analyseresultater fra vannprøver. Gaula: Perioden 29. april til 13. sept. 2013.

Stasjon	Dato 2013	TKB #/100 ml	pH	Kond	Turb - FTU	Tot - P µg/l	Tot - N µg/l	TOC	Vannføring	
St 1 Oppstrøms Moøya	29. 04	120	–	7,4	5,9	2,0	16,1	370	6,3	48
	24. 06	13	X				3,8	170		126
	08. 07	8	=				2,3	190	X	31
	28. 08	43	43				2,6	230	=	25
	13. 09	30					1,2	200	232	16
St 2 Nedstrøms Moøya	29. 04	2100		7,4	6,0	1,9	19,7	430	6,4	
	24. 06	52					3,6	150		
	08. 07	960	1192				3,3	220	282	
	28. 08	250					8,0	320		
	13. 09	2600					19,3	290		
St 3 Oppstrøms Norsk Kylling	29. 04	400		7,4	6,0	2,0	17,3	410	6,5	
	24. 06	62					3,4	200		
	08. 07	110	174				2,9	180	248	
	28. 08	200					3,1	240		
	13. 09	100					1,5	210		
St 4 Nedstrøms Norsk Kylling	29. 04	500		7,4	6,3	2,1	18,4	570	6,8	
	24. 06	73					3,0	180		
	08. 07	130	170				2,6	180	408	
	28. 08	7					4,5	550		
	13. 09	140					4,3	560		

For å typifisere vannforekomsten på det aktuelle avsnittet er resultatene som ble hentet inn fra prøver i 2013 om vannets egenfarge og kalkinnhold sammenstilt i tabell 10.

Tabell 10. Resultater fra stasjon 1 i Gaula. Vannprøver hentet inn for bestemmelse av vanntype

Gaula 2013	29. april	24. juni	08. juli	28.aug	13. sept.	Gj.snitt
Farge mg Pt/L	51	32	15	14	*	28
Ca mg/L	6,23	4,42	7,16	8,6	9,1	7,10

* Data mangler fra Analyselab.

4.2 Resultater fra vannprøver i 2014

Resultatene fra 2014 er sammenstilt i tabellene 11 til 15. Overvåkingen ble i 2014 utvidet med en ekstra stasjon (G 5) nedstrøms st. G 4 i Gaula for bedre å kunne dokumentere utstrekning av en eventuell påvirkning/uhellsutslipp fra aktivitetene nedstrøms referansestasjonen (st. G1) i vassdrags-avsnittet ved Støren. Klassegrenser og fargekoder for tot-P og tot-N er etter klassifiseringskriterier i vannforskriften for moderat kalkrike og klare vannforekomster (elvetype 7) (se tabell 23 og 24).

Tabell 11. Gaula ved Støren: Vannkvalitet – Total Fosfor µg P/l.

Dato \ St.	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5
25. 08	2,0	3,1	2,4	2,4	2,3
23. 09	< 2,0	13,9	4,5	4,4	2,5
03. 12	2,1	10,5	3,0	16,5	5,9
Gj.snitt	< 2	9,2	3,3	7,8	3,6

Tabell 12. Gaula ved Støren: Vannkvalitet – Total Nitrogen µg N/l.

Dato \ St.	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5
25. 08	180	200	180	190	210
23. 09	170	210	180	240	200
03. 12	350	600	380	1260	530
Gj.snitt	233	337	247	563	313

Tabell 13. Gaula ved Støren: Vannkvalitet – Totalt organisk karbon, TOC mg C/l.

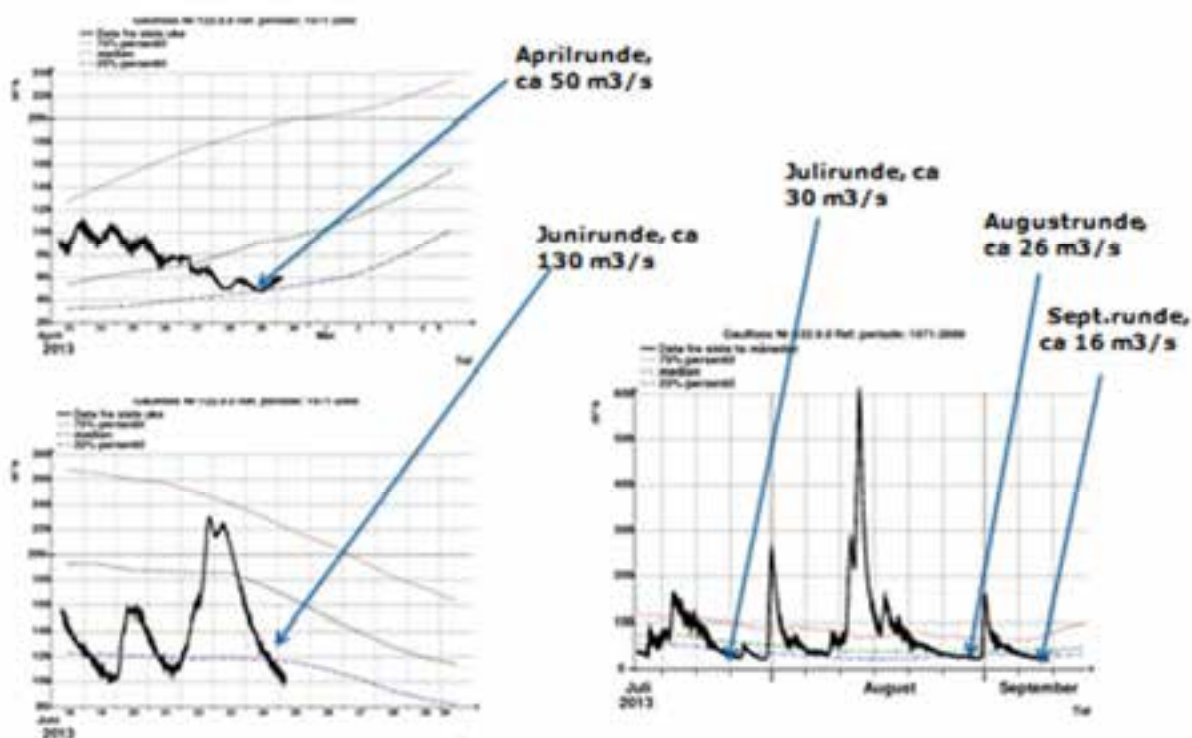
Dato \ St.	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5
25. 08	4,5	4,6	4,4	4,6	4,3
23. 09	2,6	2,6	2,9	3,0	2,7
03. 12	2,5	2,8	2,7	5,2	3,0
Gj.snitt	3,2	3,3	3,3	4,3	3,3

Tabell 14. Gaula ved Støren: Vannkvalitet – Term stabile Koliforme Bakterier. TKB #/100 ml.

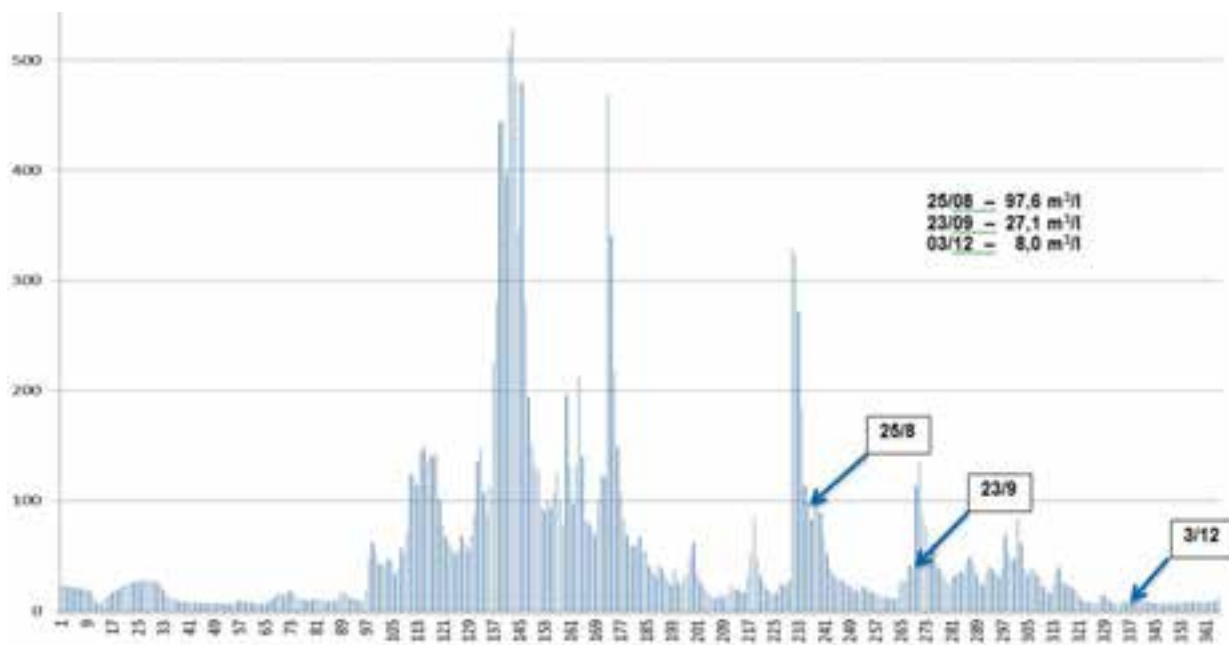
Dato \ St.	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5
25. 08	22	160	50	65	76
23. 09	260	350	560	220	88
03. 12	92	1200	75	320	110
Gj.snitt	125	570	228	202	91

Tabell 15. Gaula ved Støren: Vanntemperatur. °C.

Dato \ St.	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5
25. 08	12,5	12,3	12,1	12,1	12,1
23. 09	7,3	7,3	7,3	7,3	7,3
03. 12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gj.snitt	6,60	6,53	6,47	6,47	6,47



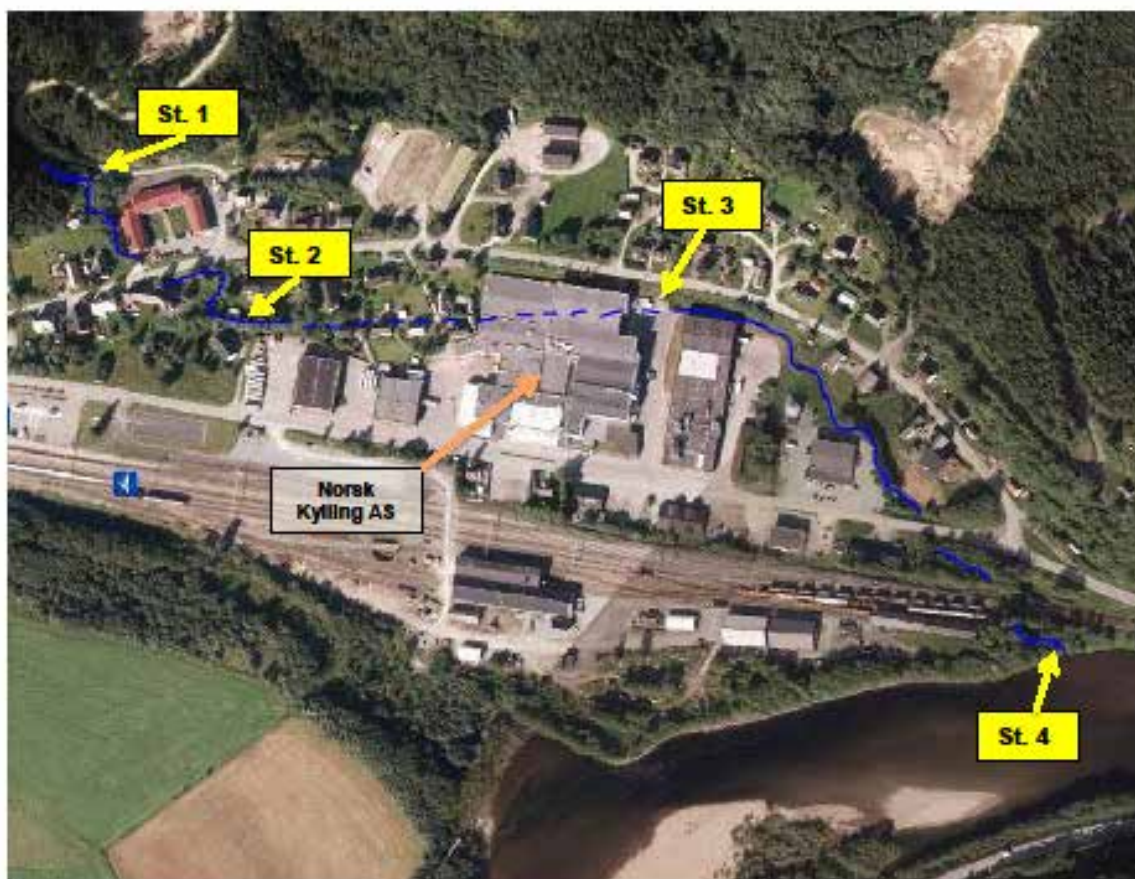
Figur 20. Vannføringskurver fra 2013 på stasjon Gaulfoss Nr: 122.9.0. Prøvetakingstidspunkter er avmerket. *Kilde NVE.*



Figur 21. Midlere døgnvannføring i 2014 på stasjon Gaulfoss nr. 122.9.0. Prøvetakingstidspunkter er avmerket. *Kilde NVE*

4.3 Enganbekken

Enganbekken renner igjennom industriområdet litt nord for Støren sentrum og har sitt utløp omtrent i samme område som utslippet fra Norsk Kylling AS i Gaula (figur 9 og 22). Sammen vil de være med på å påvirke vannkvaliteten på stasjon G4 i Gaula (figur 12). Analyser av vannkvaliteten i 2013 (tabell 4) og i 2014 (tabell) viser at bekken er påvirket av både utslipp fra spredt boligbebyggelse (stasjon 2) og periodiske tilførsler av kloakk på stasjonen nedstrøms Norsk Kylling AS (stasjon 4). Bekken er videre påvirket av overløp fra varmtvannsanlegg ved Norsk Kylling AS (tabell).



Figur 22. Flyfoto av industriområdet med Enganbekken og prøvestasjoner i 2014

4.3.1 Vanntype

Typifisering av Enganbekken er basert på data om vannkvaliteten fra referansestasjon oppstrøms industriområdet (St. 1). Resultater fra målingene i 2013 (tabell) gir en verdi for totalt innhold av organisk materiale på 6,8 mg C/l og i 2014 er midlere verdi av tre målinger 6,6 mg C/l. Videre viste målinger av kalsium en verdi på 10,7 mg Ca/l. Dette typifiserer Enganbekken til en «*moderat kalkrik og humøs*» vannforekomst, elvetype 8. Da er konsentrasjonen av kalk mellom 4-20 mg Ca/l og TOC er større enn 5 mg TOC/l).

4.3.2 Resultater

Undersøkelsene som ble gjennomført i Enganbekken parallelt med prøvetakingen i Gaula i perioden fra april til september i 2013 for å få et bilde av den fysiske-kjemiske vannkvaliteten er vist i tabell 16. Tilsvarende er resultatene fra overvåkingen av vannkvaliteten i 2014 fra perioden august til desember er samlet i tabellene 17 til 21.

Tabell 16. Analyseresultater Enganbekken*. Vannprøver fra perioden 29. april til 13.sept. 2013.

* Stasjonsbetegnelsen er justert i forhold til stasjonsplasseringen i 2014, ¹ Ikke kval. Sikret, ** Usikre målinger, mulig blanding/bytting av prøver (St. 1 og 2 - iht. e-post fra Analysesenteret). *** Snøsmelting/mye nedbør.

Stasjon	Dato 2013	TKB	pH	Kond	Turb	Tot - P	Tot - N	Ca	TOC	Vannføring	
St 2 Engan øvre	29.04	0	7,5	7,6	270***	429	950	10,7	6,8	Høy	
	24.06	11				6,6				340	Mid.
	08.07	66				9,3				290	Lav
	28.08	(2500)**				10,5				320	Lav
	13.09	16				3,2 ¹				300	Lav
		\bar{X} (519) 23				\bar{X} = 92	\bar{X} = 440				
St 3 Engan n/Norsk Kylling	29.04	Ikke tatt				Ikke tatt	Ikke tatt	4060			
	24.06	Ikke tatt				Ikke tatt				Ikke tatt	
	08.07	1800				67				1090	
	28.08	(48)**				30,9				1090	
	13.09	>10000				25				11000 ¹	
		3949			399						
St 4 Engan n/renselanlegg	29.04	90	7,6	10,1	47	86	510	17618	5,2		
	24.06	31				19,1				640	
	08.07	510000				640				6080	
	28.08	2400**				48,8				1160	
	13.09	860000				146				10500 ¹	79700 ¹
		274504			2259						

Fargekoder og kriteriesett som er vist i resultattabellene er for TKB basert på klasse-grensene i SFT/Klifs vurderingssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen 1997). Oransje farge angir *Dårlig*- og rød *Meget dårlig* tilstand. Tilsvarende for Tot-P og Tot-N, der fargekoder og klassegrenser er etter klassifiseringsveileder for vannforskriften (DG 2013). Blå: *Svært god*-, grønn: *God*-, gul: *Moderat* - oransje: *Dårlig*- og rød: *Svært dårlig* tilstand.

Resultater Enganbekken 2014.

Tabell 17. Enganbekken, Støren: Vannkvalitet – Total Fosfor µg P/l.

Dato \ St.	E 1	E 2	E 3	E 4
25. 08	17,5	22,3	22,5	23,7
23. 09	4,5	31,3	31,3	37,4
03. 12	2,4	2,4	33,2	46,5
Gj.snitt	8,1	18,7	29	35,9

Tabell 18. Enganbekken, Støren: Vannkvalitet – Total Nitrogen µg P/l.

Dato \ St.	E 1	E 2	E 3	E 4
25. 08	300	300	470	480
23. 09	280	680	760	670
03. 12	470	460	1260	1350
Gj.snitt	350	480	830	833

Tabell 19. Enganbekken, Støren: Vannkvalitet – Totalt organisk karbon mg C/l.

Dato \ St.	E 1	E 2	E 3	E 4
25. 08	9,7	9,6	8,8	9,0
23. 09	5,9	4,4	4,4	4,3
03. 12	4,3	4,3	3,1	2,3
Gj.snitt	6,6	6,1	5,4	5,2

Tabell 20. Enganbekken, Støren: Term stabile Koliforme Bakterier. TKB #/100 ml.

Dato \ St.	E 1	E 2	E 3	E 4
25. 08	140	400	300	400
23. 09	53	400	2300	390
03. 12	5	5	530	450
Gj.snitt	66	268	1043	413

Tabell 21. Enganbekken, Støren: Vanntemperatur. °C.

Dato \ St.	E 1	E 2	E 3	E 4
25. 08	11,2	11,2	14,0	12,6
23. 09	6,8	7,7	15,7	13,3
03. 12	0,0	- 0,2	+ 20,3	+ 12,3
Gj.snitt	6,0	6,2	16,7	12,7

5. Dagens fysiske-kjemiske vannkvalitet

Vanndirektivet har definert klassegrenser mht miljøtilstand i elv på bakgrunn av vannkjemiske støtteparametere som totalt innhold av fosfor (tot-P) og totalt innhold av nitrogen (tot-N). Klassegrensene varierer og er bestemt av hvilken vanntype Gaula og sidevassdraget Enganbekken har på de aktuelle vassdrags-avsnitt. Det blir derfor viktig at vanntypen er riktig bestemt for å få frem den aktuelle miljøtilstanden på stasjonene som er prøvetatt. Vassdragene ligger i «Høyderregion lavland» (< 200 m.o.h), og Gaula defineres som en stor, mens Enganbekken defineres som en liten vannforekomst.

5.1 Vanntype og klassegrenser

Definerer vi vanntypen i Gaula og i Enganbekken som moderat kalkrik og humøs, altså elvetype 8, så vil grense-verdiene for innhold av total fosfor være som i tabell 22.

Tabell 22. Klassegrenser ihht. vannforskriften: Fosfor. Vanntype: Moderat kalkrik og humøs.

Elvetype: 8 Moderat kalkrik, humøs					
		Total fosfor			
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
11	<20	20-29	29-58	58-98	>98
TOT P - Grenseverdier					
Svært god/ God		God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig	
20		29	58	98	

Målingene som vi har gjort for å bestemme om Gaula ved Støren er en humøs eller en klar elv i henhold til vannforskriften er få og i perioder kan konsentrasjonen av TOC og farge peke mot en vanntype som karakteriseres som *moderat kalkrik og klar*. Velger vi å benytte denne typifiseringen

skjerpes klassegrensen for å oppnå *Svær god tilstand*, som vist i tabell 23. Nå er denne 15 µg tot-P /L mens den i en humøs vanntype var 20 µg tot-P /L. Øvre klassegrensen for å oppnå *God tilstand* er da tilsvarende 25 µg tot-P/l, mens den i en tilsvarende humøs vannforekomst er 29 µg tot-P/l.

Tabell 23. Vanntype: Moderat kalkrik og klar. Klassegrenser i Vannforskriften: Fosfor.

Elvetype: 7 Moderat kalkrik, klar		Total fosfor			
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
9	<15	15-25	25-38	38-65	>65
TOT P - Grenseverdier					
Svært god/ God		God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig	
15		25	38	65	

Tilsvarende kalssegrenser hentet fra Vannforskriften for nitrogen (tot – N) er vist i tabell 24.

Tabell 24. Klassegrenser ihht. vannforskriften for innhold av nitrogen (tot-N). Moderat kalkrike vann typer og klare vs humøse (elvetype 7 - 8) og

Type- beskrivelse	TOT N (µg N/L)					
	Natur- tilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Klare Elvetype: 7	275	>425	425-675	675-950	950-1425	>1425
Humøse Elvetype: 8	325	>550	550-775	775-1325	1325-2025	>2025
TOT N - Grenseverdier						
Svært god/ God		God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig		
Klare Elvetype: 7	425		675	950	1425	
Humøse Elvetype: 8	550		775	1325	2025	

Når det gjelder klassegrenser for andre variable som er målt, som f.eks. TKB, som er benyttet for å beskrive fekal forurensing har vi brukt tidligere SFT-Klif's veileder (Andersen m. fl. / SFT 1997) for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, tabell 25.

Tabell 25. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann med hensyn til virkning organiske stoffer, og tarmbakterier (Andersen m. fl. / SFT 1997).

	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Organiske stoffer:					
TOC, mg C/l	< 2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
Bakterier					
TKB Termotol. Kolif. Bakterier, ant /100ml	< 5	5 - 50	50 – 200	200 - 1000	> 1000

5.2 Gaula

Resultatene fra analysene som ble gjort i 2013 (tabell 9) av vannprøvenes innhold av tot – P og tot – N viser at alle stasjonene i Gaula på bakgrunn av disse variablene hadde en *svært god tilstand* når vi benytter de strengeste klassegrensene og gjennomsnittsverdier (tabell 9), og har definert at Gaula på dette vassdragsavsnittet å ha en moderat kalkrik og *klar* vanntype (elevetype 7).

Tilsvarende vurderinger gir også samme resultat for vannprøvene som ble hentet inn i 2014, men med unntak for Stasjon G 4 i Gaula og da for tot – N (tabell 11 og 12). Denne stasjonen hadde en midlere verdi for tot-N som tilsier *god* miljøtilstand, men hadde vi definert vanntypen som humøs ville den midlere konsentrasjonen vært nær en *svært god tilstand*. Bakgrunnen her er høye verdier den 3. desember som har sammenheng med at vannføringen da bare var spesielt lav, knapt 8 m³/s (figur 21).

Tidligere data om næringssaltene totalt fosfor (Tot-P) og nitrogen (Tot-N) fra stasjonen ved Gaulfoss viser i perioden 2006-2009 stort sett lave verdier mellom 3,2-7,0 µg P/l og 200-660 µg N/l. De fleste målingene av Tot-N ligger under 425 µg N/l som i henhold til vannforskriften (tabell 24) gir tilstandsklassen *svært god*. Konsentrasjonene av Tot-P tilsvarer i hele måleperioden tilstandsklasse svært god. Variable, men høye verdier for flere sentrale parametere er påvist gjennom hele undersøkelsesperioden i Gaula. Dette skyldes nok flom/smelteperioder med periodevis stor sedimenttransport i vassdraget. pH er stort sett over 6,8 gjennom hele undersøkelsen. Den vannkjemiske overvåkingen i Gaula som har pågått ved Gaulfossen gir ingen klare indikasjoner på endringer i vannkvalitet over de siste 20 årene.

5.3 Enganbekken

Enganbekken er en vannforekomst som tilhører elvetype 8 og miljøtilstanden vurderes etter kriteriene i tabellene 22 og 24. Tilsvarende vurderinger som ble gjort for Gaula viser at Enganbekken i 2013 har en vannkvalitet mht. fosfor og nitrogen som blir klassifisert som en svært dårlig (tabell 16). Her er også graden av fekal forurensing stor og miljøtilstanden klassifiseres som meget dårlig etter tabell 25. Tilsvarende ga resultatene fra 2014 moderat og dårlig vannkvalitet på de nedre stasjonene mht. fosfor og nitrogen i Enganbekken (tabell 17 og 18). Det midlere innholdet av TKB indikerer en vannkvalitet som også i 2014 klassifiseres som dårlig til svært dårlig (tabell 20). Videre er bekken påvirket av varmt vann fra et overløp fra Norsk Kylling AS som kommer ut i bekken under bedriften (tabell 21). I vedlegg A bak i rapporten er det gitt en ytterligere informasjon om miljøforholdene i Enganbekken.

Etter at det var kommet frem nye data om miljøforholdene i Enganbekken har vært jobbet med å redusere forurensningsbelastningen på bekken noe som bekreftes både fra Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommune. Tilbakemelding fra Stein Roar Strand, som er Enhetsleder for Eiendom og kommunalteknikk, peker på utfordringene i Enganbekken, og sier at de har hatt fokus på å finne kilden for de utslippene av kloakkavløp som tydeligvis fortsatt kommer i bekken. Det er i den sammenheng gjennomført kontroll i alle boliger (vha. nummererte baller og farge) og i de to boligene som vi fant var feilkoblet er dette utbedret. Videre har det også blitt gjort undersøkelser av den gamle fellesledningen som går til utløp i Gaula. Her har de prøvd, men ennå ikke klart å kjøre kamera i ledning, på grunn av stor vannmengde. Dette er en gammel betongledning som tidligere ble benyttet som fellesledning for kloakk og overvann, men som nå kun skal være i bruk som overvannsledning. De ønsker å undersøke om det fortsatt kan være tilkoblet kloakkavløp til denne ledningen og at det gjennom lekkasjer kommer ut i bekken. Kommunen har et godt samarbeid med Norsk Kylling AS, som også prøver å finne ut om en mulig feilkobling kan være på deres anlegg.

6. Biologisk vannkvalitet i Gaula

Ved innføring av vannforskriften i norsk vannforvaltning er biologien styrende for den økologiske miljøtilstanden og de fysisk-kjemiske målingene er støtteparametere. Dette innebærer at fokus legges på biologiske undersøkelser, blant annet fordi biologien integrerer de ulike påvirkningene og gir et samlet bilde av miljøtilstanden på lokaliteten over tid.

6.1 Bunndyrundersøkelser

Alle de registrerte bunndyrene vi hadde i prøvene våre fra 2013 og 2014 regnes som vanlige i regionen og i Norge for øvrig (Artsdatabanken 2010). Unntaket her kan være en vårflue: *Glossosoma nylanderi*, (figur 23) som inntil nylig var oppført på Norsk Rødliste (Artsdatabanken 2006). Arten er i dag fjernet fra denne listen, men anses som relativt sjelden i regionen. *G. nylanderi* er for øvrig nylig (2014) også påvist i Gaula ved Udduvoll bru (Bergan mfl. 2015a).

Både i 2013 og 2014 var døgnflueartene *Baetis rhodani*, *Baetis muticus*, *Heptagenia dalecarlica* og Heptageniidae relativt tallrike og vanlig forekommende på stasjoner i Størenområdet, mens andre arter som *Ameletus inopinatus*, *Epheremella aurivilli* og *Epheremella mucronata* ble påvist i mindre antall på flere stasjoner. Steinfluefaunaen var relativt tallrik, og sterkt dominert av arter i slekten *Capnia* spp. og *Amphinemura* spp. Rovformen *Diura nanseni* forekom med moderate antall på alle stasjoner, mens rovformen *Isoperla* sp. ble påvist bare sporadisk i materialet fra Gaula. Den er vanligvis svært tallrik i sidevassdrag til Gaula (Bergan 2012, Bergan og Arnekleiv 2009, Bergan m.fl. 2008). Øvrige taksa, som *Brachyptera risi*, *Siphonoperla burmeisteri* eller *Leuctra* sp, forekom også sporadisk i mindre antall på stasjonene. Dette er steinfluer som er mer vanlige i sidevassdragene, dersom disse har en god vannkvalitet. Vårfluefaunaen var mindre artsrik, og representert med lave antall i materialet fra alle st., der artene *Rhyacophila nubila*, *Hydropsyche nevae* og *Glossosoma* sp. var normalt forekommende. Forekomst av EPT-taksa og dominansforhold i bunndyrfaunaen på Støren sett under ett har en utforming som er sammenfallende med det bunndyrsamfunnet som ble registrert av Arnekleiv og Rønning (1997) i 1996 på elveavsnitt Kvålsområdet i Gaula.

Det biologiske mangfoldet, uttrykt ved EPT-verdien, var noe lavt på de fleste stasjoner i forhold til vår forventning for Gaula, men innenfor det vi anser som normale verdier for norske vassdrag når disse er fra en prøvetaking i slutten av august og i september. Ideelt sett burde nok prøvene vært samlet inn senere på året, men normal høstflom og lengre perioder med høyvannføring i oktober og november gjør disse månedene uegnet for denne typen undersøkelser i dette vassdraget. Referansestasjonen som er lokalisert oppstrøms begge utslippspunktene, hadde en bunndyrtetthet (uttrykt ved antall bunndyr per prøve), som begge år var blant de laveste. Bunndyrsamfunnet hadde her en sammensetning som tilsvarer det vi vil forvente for noe næringsfattige elver i høyereliggende strøk i Trøndelag. Resultatene er sammenfallende med den fysisk-kjemiske vannkvaliteten på denne stasjonen, som viser lave konsentrasjoner av næringssalter og termotolerante koliforme bakterier (TKB) i elvevannet før det renner inn i området ved Støren (se avsnittet foran).

I 2013 ble det høyeste EPT-mangfoldet påvist på stasjon G 6. Denne stasjonen er lokalisert ca. 200 meter nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS. Dette året var også det totale antall bunndyr høyest på denne stasjonen. Samtidig ble det ikke registrert nedslamming og/eller unormal begroing på bunnsubstratet i stasjonsområdet ved våre befaringer dette året (det ble i 2013 foretatt åtte befaringer på høy og lav vannføring). Sommersesongen i 2013 var preget av stabilt høye vannføringer i Gaula, og ingen lengre perioder med lav vannføring og høy vanntemperatur.

I 2014 ble resultatene motsatt, og det laveste mangfoldet av bunndyr ble sammen med st. 3A (i/ved utslippspunktet) påvist på disse to stasjonene, og nå var bunnen her i nærområdet til utslippet sterkt preget av begroing. På grunn av en lav, stabil vannføring (figur 21) med høy vanntemperatur hadde Gaula sommeren 2014 nå en redusert resipientkapasitet dels ved at noe av denne allerede var belastet

fra utslipp oppstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS (Enganbekken og Moøya RA). Den samlede belastningen ble da så stor at det ga grunnlag for en fremvekst av en markert begroing i innblandingssonen til avløpet fra Norsk Kylling AS av næringssaltkrevende kolonier av alger, sopp og bakterier (se figurene 25 - 29). Dette førte så til endringer i bunnsfaunaens sammensetning i 2014, blant annet ved et lavere antall sensitive bunndyr, en dreining mot mer tolerante bunndyr og dyr som kunne utnytte det nye næringspotensialet. Faunasammensetningen ga her den nest laveste BMWP-verdien som ble målt blant alle stasjonene (tabell 5). En BMWP verdi på 71 indikerer en belastet lokalitet, og er et noe større avvik fra den verdien som karakteriserer en ren elv. I Nidelven (Bongard og Koksвик 1989) ble følgende BMWP-skala benyttet for å illustrere grad av påvirkning: 80-100: Lett forurenset. 50-80: Sterkt forurenset. < 50: Meget sterkt forurenset. For Gaula i Størenområdet kan en anta at BMWP-nivåer rundt 80-100 indikerer liten eller ingen forstyrrelse av bunndyrsamfunnet.



Figur 23. Vårflueslekten *Glossosoma* sp. (artene *Glossosoma intermedium* og *G. nylanderi*) er husbyggende vårfluer med flekkvis relativt store forekomster i Gaula på steiner i utslippsområdene (29. august 2013). Den er en «scrapper», dvs. den ernærer seg av påvekstalger som vokser på substratet.

Den samme tendensen registrerte vi også ved stasjon 3A, som er lokalisert helt opp til utslippet fra Norsk Kylling AS. Her var tilsvarende BMWP verdi 66 i 2014, og indikerer en forurenset tilstand. Området hadde ikke økt begroing, men substratet var stedvis mer nedslammet like nedstrøms utslippet (over en relativt smal stripe på ca 20- 25 meter). Nedslammingen økte i omfang fra utslippspunktet, og ble fulgt så av en markert oppblomstring av alger, sopp og/eller bakterier som etter hvert dekket bunnsubstratet. Begroingen var synlig langs Gaulas vestsida, og kunne spores ned til det noe roligere hølområdet ved Håggå- bru (figur 27 og 28).

Stasjon 3A hadde også den laveste EPT-verdien av stasjonene som ble undersøkt høsten 2014, og det høyeste antall bunndyr per prøve, med en markant forskyvning av dominansforhold mot enkeltarter. Dette er en typisk respons fra bunndyrsamfunnet på et tidlig stadium hvor påvirkningen er knyttet til lett nedbrytbart organisk materiale og/ næringssalter, og reflekterer et nivå av eutrofiering i vassdrag som fører til høyere bunndyrproduksjon. Etter som belastningen øker/vedvarer, resulterer dette i et lavere biologisk mangfold. Vassdragsavsnittets resipientkapasitet (tåleevne) er da overskredet og miljøtilstanden går over i en ny og dårligere tilstandsklasse. Er belastningen så stor at det i resipienten fører til omfattende oksygenvinn kan bunndyrsamfunnet kollapse over et område. Dette er først og fremst en respons i mindre og roligflytende vassdrag med en alt for stor belastning (f. eks ved et uhellsutslipp) i forhold til resipientkapasiteten. Interessant var det å observere at parallelt med denne stasjonen, men på motsatt side av utslippet (st. 3B), var det ingen tegn til tilsvarende stressrespons (figur 28). Antall EPT taksa var her blant det høyeste som ble observert i Gaula høsten 2014.

Stasjon G7 nedstrøms Håggå (Haga) bro ble inkludert i overvåkningen høsten 2014. Dette ble gjort for å få et integrert bilde av alle påvirkningene fra Størenområdet på vannkvaliteten i Gaula nedstrøms Støren og synliggjøre eventuelle negative påvirkninger. Denne stasjonen vil også kunne fange opp effekter av eventuelle uhellsepisoder som måtte forekomme i framtiden fra området oppstrøms. Resultatene fra høsten 2014 viste noen tegn på en moderat eutrofiering med et noe lavere antall av sensitive dyr og det høyeste antallet tovinger sammenlignet med de andre stasjonene dette året. Vi vurderer dette som et tidlig eutrofieringsstadium, som at dette foreløpig ikke gir store problemer for vannøkologien i Gaula på det aktuelle elveavsnittet. Samtidig har dette sammenheng med at sommeren 2014 var litt atypisk med en lavere vannføring, og redusert fortykning.

Resultatene fra bunndyrundersøkelsene viser at ingen av stasjonene får en redusert økologisk tilstand som er så stor at tilstandsklassen kommer under vannforskriftens tiltaksgrense og miljømål «God» økologisk tilstand basert på ASPT-indeksen (figur 17 og 18). Dataene i tabell 5 indikerer en noe redusert tilstand som er flekkvis på den undersøkte elvestrekningen. Vi kan forklare dette, delvis på bakgrunn av naturlige årsaker som følge av ulike elvehabitater, men knytter enkelte av de reduserte indeksverdier opp mot nedslamming og begroing som følge av utslipp. De høyeste ASPT-verdiene, var i området fra 7,0 til 7,25. Dette var på stasjoner som ikke hadde en markert nedslamming og/eller ekstraordinær begroing - eller andre påvirkninger, men som nok hadde noe forhøyde nivåer av næringssalter (tabell 9, 12 og 13). De laveste ASPT-verdiene i 2013 hadde referansestasjonen (G1) og G3A. Årsaken til at det var en lavere ASPT-verdi på referansestasjonen G1 kan skyldes en naturlig lavere tetthet av bunndyr på disse partiene av Gaula, som følge av et noe lavere næringssaltinnhold. For å påvise «alle» sensitive arter av bunndyr, som opptrer med lave forekomster, kan en f. eks. øke prøvetakingsfrekvensen. Nå er undersøkelsesopplegget her i henhold til vannforskriften og over tid vil vi nok etter hvert få et mere fullstendig bilde av resipienten.

En økning av vannets innhold av lett nedbrytbart løst- og partikulært organisk materiale, øker også mengden av heterotrofe mikroorganismer på og i substratet, noe som endrer næringsforholdene og dermed bunndyrsamfunnets sammensetning. Er belastningen stor samtidig som vannutskiftningen er dårlig vil det økte forbruket av oksygen kunne ha svært negative effekter. Tilsvarende vil økt nærings-tilførsel også føre til en endring av substratet ved at det dannes økt algebegroing (grønnske) på bunnen. Sammen kan dette når belastningen overskrider resipientkapasiteten gi tette begroinger bestående av heterotrofe mikroorganismer (kolonier av sopp og bakterier) og vekst av alger.

I elver og bekker med liten eller ingen organisk forurensning vil mange bunndyrgrupper være tilstede, og vanligvis vil ingen grupper eller arter dominere sterkt i faunasammensetningen. Ved økt organisk forurensning vil de mest følsomme artene forsvinne først, og det skjer etter hvert som påvirkningen øker en forskyvning av faunaen mot arter som kan leve under og utnytte de endrete miljøforholdene. De gjenværende artene vil også øke i antall. Dette fører ved en vedvarende belastning til en kraftig forenkling av faunasammensetningen. Vi ser tendenser til slik begynnende problematikk som følge av organisk belastning på elvepartier i Gaula ved Støren, og da i perioder med ekstra lav vannføring. Etter en flom eller økning i vannføringen over en viss verdi, er disse effektene vanskelig å påvise i bunnsfaunaen. Fortynningen har økt og grunnlaget for å opprettholde begroingen er borte. Substratet er spylt rent for begroing og nedslamming (figur 29), og bunndyr har rekolonisert området som følge av drift fra elve-avsnitt oppstrøms. Rekolonisering av påvirkede vassdragsavsnitt skjer hurtig dersom det er strekninger med gode forekomster av bunndyr oppstrøms (Bergan 2010). Dette er tydelig i Gaula som naturlig har en god resipientkapasitet. Den er en uregulert, med lite endrede avrenningsforhold og elven preges av kraftige vannstandendringer (figur 20 og 21). Som følge av bunndyr-resultatene fra 2013 og 2014 kan en generelt sett beskrive helsetilstanden i influensområdet for utslippene på Støren som relativt god, men at tilstanden må karakteriseres som noe labil i perioder. Dette kobles til registreringen av en markert oppblomstring av heterotrofe mikroorganismer nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling, og registrerbare forstyrrelser i bunndyrfaunaens oppbygning på de berørte elvepartiene.

6.2 Ungfisk

Ungfisketellingene på de undersøkte stasjonene i 2013 og 2014 kan ikke gi noen indikasjoner på at utslipp fra Moøya renseanlegg eller Norsk Kylling påvirker fiskesamfunnet negativt. Mangel på flere års undersøkelser (lange tidsserier) og godt datagrunnlag gjør imidlertid våre vurderinger noe usikre. I 2013 var de estimerte nivåene for fisketetthet på stasjonene våre i midtre eller øvre sjikt (figur 19) når vi sammenligner med resten av Gaula det året (Solem m.fl. 2014). Sammenlignet med resultatene for hele Gaula i 2014 (Bergan mfl. 2015b) er inntrykket det samme. Tettheten av årsyngel av laks var gjennomgående lav i forhold til vår forventning for Gaula på alle stasjonene i området ved Støren i 2013, noe som også gjenspeilet situasjonen for det meste av Gaula dette året, med unntak av enkelte stasjonsområder i øvre deler av Gaula oppstrøms Støren (Solem m.fl. 2014). Stabile ungfisk-bestander hos laks karakteriseres av at de er dominert av årsyngel (0+) (Johnsen & Hvidsten 2007), noe som ikke var tilfelle for Gaula som helhet eller vassdragsavsnittet ved Støren i 2013.

Trolig kan den lave tettheten av årsyngel av laks høsten 2013 både for Størenområdet og resten av Gaula ha en sammenheng med at gytebestanden av laks høsten 2012 var svært lav, noe tellingene av gytegroper på strekningen fra sjøen og opp til Sokna også viste. Det var videre godt samsvar mellom registrerte gytegroper høsten 2012 og forekomst av 0+ i det samme området høsten 2013 (Solem m.fl. 2014). En større variasjon i fisketetthet i Størenområdet dette året, spesielt blant årsyngel av laks, kan derfor knyttes til andre forhold enn selve utslippene. Årsaker som overbeskatning av gytefisk i 2012, effekter av siste års store flommer (juni 2010 og august 2011) og andre relevante faktorer (se Solem m.fl. 2014) er faktorer som bør nevnes her. I 2013 ble årsyngel av laks ikke påvist på st. G6 nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS. Årsaken til dette kan være lav gytebestand og at egnede gyteområder på denne strekningen ikke ble benyttet, men også kan dette være en konsekvens av utslippet. Det er påvist tidligere at tettheten av årsyngel av laks er høyest i områdene nær gytefeltene, der spredning hovedsakelig skjer nedstrøms, og avtar med økende avstand fra nærmeste gytefelt (Beall et al. 1994, Crisp 1995, Webb et al. 2001, Einum and Nislow 2005, Einum et al. 2008, Foldvik mfl. 2010).

Vårt datagrunnlag er ikke omfattende nok for å kunne si noe om variasjonene i ungfisktetthet er knyttet til utslippene eller skyldes andre faktorer. I 2014 ble det derimot registrert årsyngel på stasjonen (28,3 ind/100m²), og det var en markant økning i tetthet av årsyngel laks på flere stasjoner på Støren sammenlignet med 2013. Gjennomsnittstettheten hadde nå mer enn doblet seg fra 21,5 individer per 100 m² i 2013 til 57,9 per 100 m² i 2014 på stasjoner nedstrøms utslippspunktene. Resultatene kan indikere en redusert problematikk knyttet til utslippene i området forut for tellingene av ungfisk i 2014. Grunnlaget for vurderingene er usikre da de kun er basert på to års undersøkelser.

Det skal legges til at tolkning av ungfisktetthet data og hva som en ville forvente skulle være naturlige tettheter for Gaula i en referanse/natur- tilstand er svært komplekst og vanskelig. Data fra tidligere elfiske viser at tettheten av fiskeunger har variert til dels mye både mellom år og mellom stasjoner i de ulike delene av elva (Hindar m.fl. 1996, Arnekleiv og Rønning 1997, Arnekleiv m.fl. 1989). I årene fra 1996-1998 ble det gjennomført elfiske tilsvarende vårt elfiske både med hensyn på tids-punkt på året og vannføringer. En sammenligning av resultatene fra fisket i august/september i 1996-1998 viser at tettheten av årsyngel av laks var relativt høy i 1996 med et gjennomsnitt på om lag 60-70 individer pr 100 m² både på stasjonene ovenfor og nedenfor Gaulfossen. De to påfølgende årene var tettheten av årsyngel vesentlig lavere enn i 1996. Ut fra disse resultatene kan det synes som om varierende tettheter av årsyngel av laks ikke er et uvanlig fenomen i Gaula. I sportsfiskesesongen 1997 ble det bare fisket 5,8 tonn laks mot ca 17 tonn for de andre årene i perioden 1995-1996 (www.ssb.no). Lave tettheter av årsyngel i 1998 kan derfor f.eks. skyldes at Gaula hadde en lavere gytebestand i 1997.

Elveavsnittet ved Støren er vanligvis islagt og dekt av snø vinterstid, liten vannføring og mulig økt vekst av heterotrofe mikroorganismer og slamavsetning på elvebunnen kan påvirke oksygenforholdene i nærområdet til utslippene. Størst effekt vil dette ha nedstrøms Norsk Kylling AS sitt utslipp, da en her har den samlede effekten fra alle utslippene oppstrøms. Potensielle lokale effekter er endringer i sammensetningen av bunnfaunaen der dyregrupper som kan utnytte det økte næringstilbudet øker i antall. Fisk vil dersom området har en uegnet vannkvalitet i perioder svømme vekk, men fisken vil

også prøve å utnytte det økte næringstilbudet. Undersøkelsene som ble gjennomført i hele Gaula høsten 2013 ga ifølge Solem mfl. (2014) en gjennomsnittlig tetthet av ungfisk av laks med alder ≥ 1 år på 50,4 individer pr. 100 m². Til sammenligning hadde stasjonene i Størenområdet nedstrøms utslippene gjennomsnittlige tettheter i 2013 og 2014 av denne aldersklassen på henholdsvis 69,4 og 53 individer pr. 100 m². Våre resultater gir derfor liten eller ingen indikasjon på at det er negative effekter fra utslippene for eldre laksunger og en økt dødelighet i Størenområdet sammenlignet med resten av Gaula.

Ser en på nevnte tidligere undersøkelser i Gaula, så var den gjennomsnittlige tettheten av eldre unger av laks på stasjonene for elfiske nedstrøms Gaulfossen i årene 1996-1998 vesentlig lavere enn på st. oppstrøms Gaulfossen, og også vesentlig lavere enn det vi registrerte ved vårt elfiske i 2013/2014. Tetthetene av eldre laksunger disse årene var påvirket av flommen i 1995. Yngel av laks fra den årsklassen (yngel som kommer opp av grusen våren 1995) var sterkt redusert i forhold til tidligere og senere årsklasser. Spesielt gjaldt dette i midtre og nedre deler av elva (Hindar m.fl.1996). Som en konsekvens av dette var tettheten av ettåringer i 1996 vesentlig lavere enn i 1997 og 1998. Dette har trolig også gitt lavere tettheter av eldre laksunger ($\geq 1+$) for årene 1997-1998. Det ble da funnet en midlere tetthet av eldre laksunger på 50-60 individer per 100 m² på stasjoner ovenfor Gaulfossen.

Den gjennomgående lave tettheten av ørretunger som ble registrert i Størenområdet er urovekkende, og situasjonen gjelder for hele Gaulavassdraget i 2013 og 2014. Dette kan ikke knyttes til utslipp i Gaula. Årsaken til dette er en «kollaps i sjøørretbestanden», knyttet til mange ulike faktorer som bl.a. reduserte gyte- og oppvekstområder i Gaulas mange side-bekker, en overbeskatning før fredningen, kombinert med en lav sjøoverlevelse for voksen sjøørret de siste 10- 15 årene Tettheten av ørretunger i hele hoved vassdraget, og i større sidevassdrag og i flere mindre side-bekker er nå så lav at bestanden vurderes å være i en kritisk situasjon (se Solem m.fl. 2014, Bergan mfl 2015a, 2015b, Bergan 2015).

Sammenlignet med tidligere undersøkelser i Gaulavassdraget så er det en forventning om at enkelte st. framviser tettheter av årsyngel av ørret som er i overkant av 100 individer pr. 100 m². Selv om en bør være varsom med å sammenligne for mye med de tidligere undersøkelsene fra 1970-1990 årene, så ser en at noen stasjoner i de årene hadde mye høyere tetthet av årsyngel enn i 2013 og 2014, med nivåer over 100 individer pr. 100 m² i enkelte år (Gjøvik 1981 og K. Hindar unpubl. materiale). Den høyeste estimerte tettheten for årsyngel (0+) av ørret høsten 2013 og 2014 var hhv. 16,4 og 8,2 individer pr. 100 m² i Størenområdet. Dette til tross for svært gode forhold for elfiske under tellingen våre begge år. For å sette dette i perspektiv, så er det tetthetsnivåer av ørretunger som er normalt på strekninger uten egenproduksjon av sjøørret, der registrert fisk stammer fra enten produksjonsområder oppstrøms undersøkelsesområdet, eller at det er knyttet til oppvandring fra områder nedstrøms (Solem m.fl. 2014). Sjøørreten benytter i stor grad side-bekkene til Gaula som gyteområder, og unger av sjøørret skal forventes å dominere fiskesamfunnet her under normale forhold. En antar at disse bekkene opprinnelig bidro betydelig grad til rekruttering av sjøørret til Gaula. Det er flere av disse bekkene som anses som opprinnelig å ha vært viktige sjøørretbekker i området ved Støren (Solem mfl. 2014, Bergan 2012, Bergan og Arnekleiv 2009), men andelen som i dag bidrar med ungfisk av ørret på våre stasjoner er liten. Trolig er Ræa den eneste bekken som bidrar i dag. Andelen tapte sjøørretbekker er høy, da Enganbekken, «Gammelve» -bekken og Spjeldbekken av ulike årsaker ikke lenger produserer sjøørret til Gaula. Tilstanden i Hundåa og Kvernvasbekken er ikke undersøkt, og må karakteriseres som usikker pga. mulig oppvandringsproblematikk knyttet til eksisterende kryssninger under E6.

6.3 Lokalisering av utslipp og påvirkning av gyteforhold for laksefisk

Vi vurderer at utslippene og lokalisering kan kanskje påvirke eventuell gyting av laks og sjøørret i nærområdet nedstrøms negativt, men vi anser at omfanget etter vårt skjønn er mindre omfattende. En kan derimot ikke se bort fra at ved begge utslippene kan det være forhold som kan påvirke gyting, og føre til at potensielle gyteområder like nedstrøms utslippspunktene ikke blir benyttet, ved at gytefisken unngår disse områdene på grunn av endringer knyttet til lukt, økt turbiditet, slam/begroing før og under gytingen. At dette skulle være et problem her er det imidlertid vanskelig å påvise med vårt data- og erfaringsgrunnlag. Gitt utslippspunktene plassering i forhold til nærliggende gytehabitat og grad

av synlig påvirkning på elvevann og substrat, er det lite som tyder på at dette har vært et stort problem forut for våre undersøkelser i 2013 og 2014 (jf. ungfiskundersøkelsene av laks). Det ble (som nevnt i diskusjonen av resultatene for ungfiskundersøkelsene) ikke påvist årsyngel på stasjon G6 nedstrøms Norsk Kylling sitt utslipp i 2013. Våre data er ikke omfattende og gode nok til å kunne si noe om årsaken til om dette skyldes utslippet eller underskudd på gytefisk i 2012, eller er knyttet til andre forhold. For utslippet fra Moøya RA er det kun brekket like under jernbanebrua som potensielt kan være egnet gyteområde og som direkte kan påvirkes negativt, og da kun vestre side, der utslippet er. Det er imidlertid grovt substrat som dominerer på dette avsnittet av Gaula (figur 24), og det framstår som sub-optimalt eller lite egnet for gyting av laks eller sjørret.

Det er foretatt gytefisktellinger i området både i 2013 og 2014 (Vemund Gjertsen, pers. meddelelse). Vi har ikke hatt tilgang til disse dataene, men har hatt samtaler med personene som gjennomførte undersøkelsene. Den 18.-19. september 2014 ble det foretatt tellinger samtidig som vi foretok elfiskeundersøkelser. Dette var i den tidsperioden da begroingen nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS var særlig merkbar. Felles for hele Gaula var at all oppvandret gytefisk da oppholdt seg fortrinnsvis i dypere høler, som følge av svært lav vannføring over en lengre periode. På dette tidspunktet sto det anslagsvis \pm 30-40 gytefisk av laks i hølen under Håggå bru, det vil si i influensområdet til utslippet fra Norsk Kylling AS, samt en del sjørret med lengder rundt 35 cm. Basert på en skjønnsmessig vurdering av Gjertsen (personlig meddelelse) var det ingen merkbar forskjell i antall gytefisk som oppholdt seg i denne hølen sammenlignet med andre høler både like ovenfor utslippsområdet eller lenger nedstrøms fra utslippsområdet.



Figur 24. Gaula. Brekk nedstrøms utslipp fra Moøya renseanlegg i 2013 og 2011. Foto: M. Bergan

For Norsk Kylling AS sitt utslipp er det et område på en om lag 30 meter elvestrekning over mot vestre bredd nedstrøms utslippet som potensielt berøres, samt eventuelle gyteområder langs vestsiden ned mot Håggå bru. Her er det etter vår vurdering egnet gytehabitat nedstrøms utslippspunktet. Like oppstrøms utslippspunktet (i området stasjon G2) er det rikelig med godt egnede gytearealer for både laks og sjørret, og dette berøres ikke av noen av utslippene. Vi vurderer at eventuelle gyteområder nedstrøms vestre side av utslippet til Norsk Kylling AS er sub-optimale gyteområder sammenlignet med de øvrige tilgjengelige gyteområdene på strekningen. Disse berøres som nevnt ikke av økt nedslamming og/eller begroingsproblematikk.

6.3.1 Sportsfiske

Under normale utslippsforhold kan vi ikke se store negative effekter på utøvelsen av sportsfisket eller mulighetene for fangst på berørte elvevald. Periodevis sterk kloakk-eim i området, samt sleipt og glatt elvevør ved Eganbakkens utløp og et stykke nedstrøms, er derimot negative faktorer som reduserer en helhetlig fiskeopplevelse. Disse faktorene har størst betydning på varme dager og lav sommer-vannføring (figur 25).

6.4 Andre registreringer

Både i 2013 og 2014 ble det registrert markant begroing i Gaula (figur 23) av næringskrevende alger fra utløp av Enganbekken, og om lag 50 meter nedstrøms på vestre side. Denne begroingen synes å være konstant og vedvarende, og skyldes Enganbakkens periodevise belastninger, med høye nitrogen- og fosforverdier, (tabell 16 - 18) samt termisk forurensning (tabell 21).



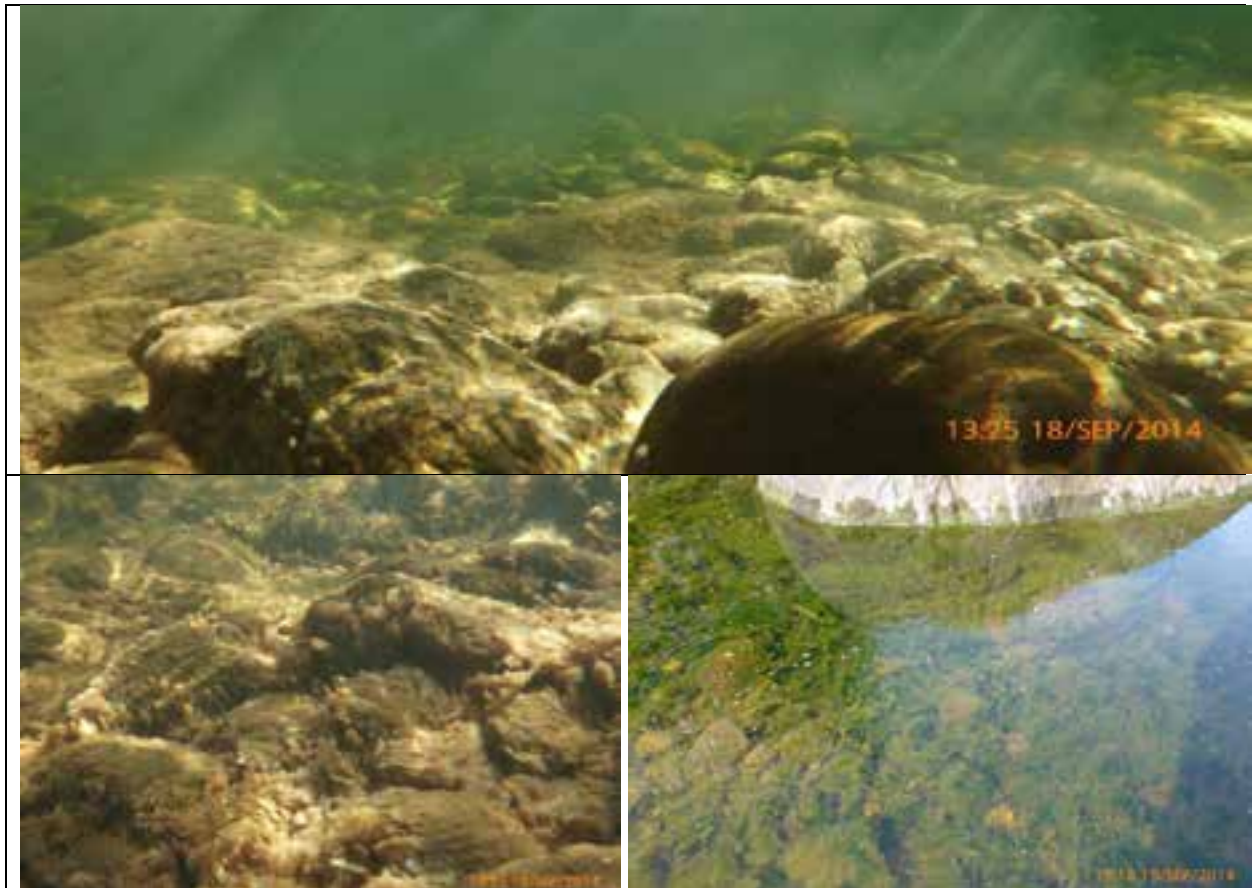
Figur 17. Gaula, i utløpsområdet etter samløp med Enganbekken 18. sept. 2014. Foto: M. Bergan.

I Gaula ble det ikke registrert en uvanlig begroing eller forekomst av heterotrofe mikro-organismer på substratet ved våre befaringer i 2013 i perioden april-oktober (figur 26). Dette gjaldt både for referansestasjonen oppstrøms Moøya-utslippet, og for stasjonene nedstrøms begge utslipp.

I 2014 ble det derimot observert en økt nedslamming og etterhvert en sterk begroing av trolig både kiselalger, sopp og/eller bakteriekolonier, nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS (figur 27-29). Ingen slik oppblomstring ble registrert ovenfor dette utslippet (St. G2) eller ovenfor Moøya (st. G1). Oppblomstringen ble markant fra om lag 20 meter nedstrøms utslippspunktet til Norsk Kylling AS, og strakte seg i et belte langs vestre side av Gaula. Beltet var konsentrert til vestre bredd, med bredde på ca. 5-10 meter. Dette kunne spores ned mot Håggå bru (figur 28), og med noe avtagende forekomst av begroing på strykpartiene før hølen under Håggå bru. Nedstrøms Håggå bru fant vi ingen tegn til at det var en oppblomstring av heterotrofe mikroorganismer eller unaturlig begroing som kan knyttes til utslippene oppstrøms.



Figur 18. Normal begroing dominert av elvemose og noen grønnalger på st. G4 (t.v.) og G6 (midt), og ingen begroing på stasjonsområde G1 (t. h.). Sommer og høst i 2013. Foto: M. Bergan.



Figur 27. Undervannsfoto av utslippet fra Norsk Kylling AS (øverst) den 18. september 2014. Under og til venstre: Nærbilde av heterotrof vekst på stasjonsområdet nedstrøms utslippet, og til høyre avtagende begroing dominert av alger etter st. G6 og ned mot Håggå bru. 18. 09. 2014.



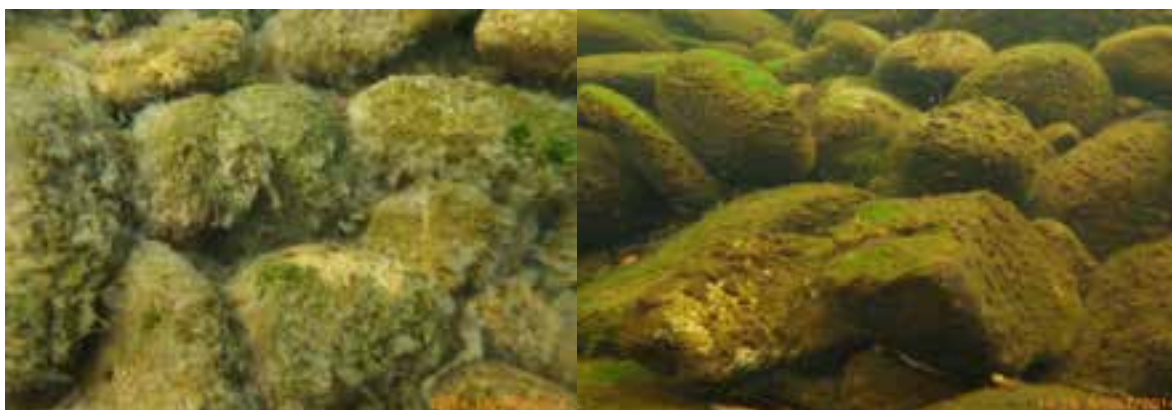
Figur 19. Til venstre: Nærbilde av begroing med noe heterotrof vekst ca. 400 m nedstrøms utslippet fra Norsk Kylling AS. Til høyre: Foto av substratet i Gaula nedstrøms dette utslippet, men på motsatt elveside (ved st. G3B), den 19. september 2014. Foto. M. Bergan.

Fra den øvre del av undersøkelsesområdet vårt har vi fått opplysninger fra de som foretok telling av gytefisk (Vemund Gjertsen, personlig meddelelse), at det var en plutselig endring i begroingen langs elvesiden og på partier av bunnen i Gaula fra Moøya og nedover i vassdraget. Dette var observasjoner gjort i det samme tidsrommet den 18-19 september i 2014. Videre beskriver dykkerne at de observerte tydelig begroing på bunnen av hølen ved Håggå bru, men at det var en markert bedring mht. begroing nedstrøms hølen ved Håggå bru.

Undervannsfotoene viser at begroingen dekket store deler av substratet nedstrøms utslippspunktet fra Norsk Kylling AS (i innblandingssonen til utslippet). Vassdraget hadde da vært preget av en lav og stabil vannføring samt høy temperatur over en lang periode i forkant. Vi har tidligere registrert lignende forhold i vassdrag ved utslipp av lett nedbrytbart organisk materiale f. eks. i forb. med utslipp av silosaft og oppblomstring av store kolonier med bakterien *Sphaerotilus natans*, populært kalt «lammehaler».

Vår vurdering, som følge av alle registreringer og observasjoner, samt gytefisktellernes inntrykk, er at oppblomstringen i Gaula primært skjedde som en følge av den ekstra belastningen som kom fra Norsk Kylling AS sitt utslipp, og at responsen i vassdraget ble forsterket av den belastning som blant annet kom fra Moøya renseanlegg, Enganbekken og andre forurensningskilder i Størenområdet i den samme perioden. Utløsende for denne situasjonen var at Gaula da i en lang periode hadde hatt en stabil og svært lav vannføring (under 10 m³/s), høy vanntemperatur (≥ 22 °C) og sterk solinnstråling. Resipientkapasiteten var redusert og mangel på vannstandsvariasjoner ga gode og stabile vekstforhold for begroingen.

Bare kort tid etter i slutten av september inntraff en periode med mye nedbør i Gaulas nedbørfelt, der Gaula's vannføring ved Gaulfoss (figur 21) steg raskt og kulminerte på 155 m³/s den 27. 09. 2014. Ved befaring av elvepartiet nedstrøms utslippet den 8. oktober registrerte vi at forholdene hadde blitt normalisert, «skuringseffekten» som da hadde forekommet, hadde ført vassdraget tilbake til en situasjon der resipientkapasiteten håndterer belastningen og ingen synlige kolonier av heterotrofe mikroorganismer eller unaturlig algebegroing ble registrert (Figur 29).



Figur 29. Bunnssubstratet på st. G6 i Gaula før «utspyling» (t.v.), og etter en periode (t.h.) med økt vannføring i slutten av september samme år. Foto: 8. okt. 2014, M. Bergan.

Uhellsutslipp

Under prøvetaking og befaring den 13. september 2013, ble vi av en ansatt ved Midtre Gauldal kommune gjort oppmerksomme på at det da var avvikende utslippsforhold ved Moøya renseanlegg. Det hadde oppstått problemer med driften av renseanlegget, og utslipp av urensset sanitært avløpsvann pågikk. I Gaula nedstrøms Moøyna ble det da også påvist utslipp av urensset kloakk, synlig toalett-papir og andre sanitære avfallsrester drivende nedover. Vannfargen var synlig grålig blakket, og langt mer enn det vi tidligere ved befaringer på dette vassdragsavsnittet hadde observert. Det var også en sterk eim av kloakk langs elvebredden og innholdet av fekale bakterier (TKB) nedstrøms jernbanebrua hadde forhøyde nivåer sammenlignet med prøvetakingspunktet like oppstrøms utslippet (tabell 9). Vannføringen i Gaula (målestasjon Gaulfossen) var da ca. 16 m³/s. Historiske flyfoto fra viser at utslipp ut over normal drift også har forekommet tidligere (figur 30). Vi er ikke kjent med om driftstans og utslipp av urensset sanitærvann er vanlig forekommende ved renseanlegget, eller om dette er enkeltstående tilfeller.



Figur 20. Flyfoto av Gaula ved Moøya RA under normale driftsforhold i 2010 (t.v.) og ved utslipp i 2002 markert med gul pil. (unormale driftsforhold), Flyfoto hentet fra www.finn/kart.no)

7. Oppsummering og konklusjon

Det er foretatt undersøkelser i Gaula ved Støren av fysisk-kjemisk og sanitærbakteriologiske forhold samt studier av ungfisk og bunndyrsamfunnene i influensområdet til utslippene fra Moøya rensanlegg og Norsk Kylling AS høsten 2013 og 2014.

Resultatene fra analysene som ble gjort i 2013 av vannprøvenes innhold av tot – P og tot – N viser at alle stasjonene i Gaula på bakgrunn av disse variablene hadde en *svært god tilstand* når vi benytter de strengeste klassegrensene og gjennomsnittsverdier. Gaula på dette vassdragsavsnittet er da typifisert som en moderat kalkrik og **klar** vanntype (elevetype 7).

Tilsvarende vurderinger gir samme resultat for vannprøvene som ble hentet inn i 2014, men med et unntak for stasjon G 4 i Gaula og da for tot – N. Denne stasjonen hadde en midlere verdi for tot-N som tilsier *god* miljøtilstand, men definerer vi vanntypen som humøs ville den midlere konsentrasjon vært nær en verdi som ville gitt *svært god tilstand*. Bakgrunnen for den høye verdien den 3. desember har sammenheng med at vannføringen da bare var spesielt lav, knapt 8 m³/s.

Enganbekken er en vannforekomst som tilhører elvetype 8 og tilsvarende vurderinger som ble gjort for Gaula viser at bekken i 2013 har en vannkvalitet mht. fosfor og nitrogen som blir klassifisert til å ha en *svært dårlig* tilstand. Her er også graden av fekal forurensning stor og miljøtilstanden klassifiseres som *meget dårlig*. Resultatene fra 2014 mht. fosfor og nitrogen ga tilsvarende miljøtilstand *moderat og dårlig* på de nedre stasjonene i Enganbekken. Det midlere innholdet av TKB indikerer en vannkvalitet som også i 2014 klassifiseres som *dårlig til svært dårlig*.

Bunndyrundersøkelsene peker på at det periodevis kan være effekter av en moderat eutrofiering, og da fortrinnsvis nedstrøms utslippspunktet til Norsk Kylling AS. Dette partiet av elven akkumulerer og integrerer responsen av den samlede belastningen fra hhv. Moøya rensanlegg, ulike kloakk-kilder og annen forurensning som kommer via flere tilsigsbekker (Enganbekken), i tillegg til punktutslippet fra Norsk Kylling AS. Bunndyrsamfunnet viser her tegn på en slik respons, vurdert på bakgrunn av dets strukturelle (antall og dominansforhold), funksjonelle sammensetning og biologisk mangfold. Dette kommer også frem ved å benytte forurensningsindekser som ASPT og BMWP, men den økologiske tilstanden reduseres kun i liten grad, og da fra «Svært god» til en «God» økologisk tilstand, like nedstrøms utslippspunktet til Norsk Kylling AS. Reduksjonen i miljøtilstand skjer kun på vestre side av Gaula, altså på samme side som utslippet er lagt. På vassdragsavsnittet mellom utslippet fra Moøyna rensanlegg og utslippet fra Norsk Kylling AS er det ingen reduksjon i miljøtilstanden.

Resultatene viser også at reduksjonen først og fremst var etter lengre perioder med ekstra lav vannføring, kombinert med høy vanntemperatur, og videre at dette er en følge av både økt sedimentasjon (nedslamming) og en ekstraordinær oppblomstring av alger, sopp og bakterier på elvebunnen i innblandingssonen nedstrøms utslippspunktet.

For ungfisk av laks og ørret kan kanskje våre data indikere en mulig negativ tendens med hensyn på tetthetsnivåer og årsklassesammensetning i utslippsområdene, men mangel på lengre tidsserier og dermed godt nok vurderingsgrunnlag gjør en konklusjonen usikker. Noe av usikkerheten er knyttet til bortfall av årsyngel av laks nedstrøms Norsk Kylling AS sitt utslipp i 2013, men dette kan også ha andre årsaker enn selve utslippet. Sammenlignet med tetthetstall av ungfisk for resten av Gaula i 2013 og 2014 er imidlertid dette vassdrags-avsnittet ved Støren lite avvikende. Resultatene våre om tetthet av ungfisk plasserer stasjonene i midtre/øvre sjikt sammenlignet med vassdragsavsnitt opp- og nedstrøms Støren-området. Som for bunndyr avdekkes potensielt ugunstige forhold for fisk ved lave vannføringer og høye vanntemperaturer nær utslippene. Det kan være en økt risiko for dødelighet av rogn i nærområdet til utslippet som følge av mulig oksygenvinn om vinteren. Så langt vi kan se har dette ikke vært et problem, men situasjonen vil følges opp videre i den pågående overvåkingen.

Våre konklusjoner omkring de biologiske kvalitetselementene og responsen de viser på utslippene er i stor grad sammenfallende med tidligere vurderinger som er gjort på bakgrunn av hydrologiske forhold forurensingsbelastningen fra utslippene i Størenområdet (Muthanna m.fl. 2011, Aanes m. fl. 2013). Her ble det konkludert med at utslipp fra Norsk Kylling AS og Midtre Gauldal kommunes renseanlegg bidrar i vesentlig grad til den samlede vannkjemiske belastningen på dette vassdragsavsnittet av Gaula, men at det under normale drifts- og utslippsforhold vil ha mindre betydning på resipientkapasitet og vannkjemisk status. Det var først ved vannføringer $< 10 \text{ m}^3/\text{s}$ at det var indikasjoner på at tilstanden kunne reduseres noe, men fremdeles ville vassdraget ha igjen en selvrensingsevne slik at økologisk tilstanden vurdert etter vannforskriftens klassegrenser vil gi en «God» miljøtilstand.

Gaula på denne strekningen har en utforming med sterkt strømmende vann, meget gode turbulensforhold, en elvebunn med et substrat med stor overflate og store variasjoner i vannføring gjennom året (spyleeffekt). Alt dette bidrar til å gi dette vassdragsavsnittet en god selvrensingsevne og en høy resipientkapasitet, som er egnet til å håndtere denne type utslipp.

Overvåkingen av biologiske kvalitetselementer avdekker en variasjon mht miljøtilstand og en mulig risiko for negative biologiske konsekvenser knyttet til utslippene i dette området. Sårbare perioder er det når vannføringen over lengre perioder er ekstra lav, og vanntemperaturen er høy. Da er det fare for at resipientkapasiteten i influensområdet nær utslippene blir overbelastet og konsekvensen kan føre til episodiske biologiske effekter. Hovedinntrykket vårt er at den økologiske tilstanden er god, men at spesielle situasjoner kan oppstå slik som i sept. 2014. Det er derfor viktig at situasjonen overvåkes og at renseanleggenes krav til rensegrad og utslippskrav etterleves. Videre bør en undersøke nærmere hvorfor Enganbekken har den belastning/tilstand som nå er blitt dokumentert i 2013 og 2014 (se også vedlegg A).

I årene som kommer bør det være økt fokus på hele Gaula-vassdragets helsetilstand, mere overvåking, både gjennom vannprøver, bunndyrundersøkelser og ungfisktellinger. Det er viktig at en her fokuserer på problem-kartlegging i tråd med vannforskriften, der hovedformålet blir å finne egnede tiltak som etter hvert må settes inn for å sikre både Gaulas økologiske og vannkjemiske tilstand, samt natur- og opplevelsesverdier i og ved vassdraget i framtiden.

8. Litteratur

Artsdatabanken 2006. Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Norge.

Artsdatabanken 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. and Furse, M.T. (1983). "The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites." *Water Research* 17: 333-347

Arnekleiv, J.V. 1999. Effekter av grusuttak på bunndyr og fisk i nedre Gaula, s. 60-62 i Kannick, H. (red.). Gaulavassdraget, Forskningsaktiviteter, Sammendrag av foredrag avholdt på Støren 26. og 27. Mai 1998. NVE, dokument 7: 88 sider.

Arnekleiv, J.V. & Rønning, L. 1996. Effekter av grusgraving på ungfisk og bunndyr i Gaula, Sør-Trøndelag. - Vitenskapsmuseet Rapport Serie 1997-5: 36 sider.

Arnekleiv, J.V., L'Abée-Lund, J.H. & Koksvik, J.I. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Gaula. Biologi og habitatutnyttelse til laks og ørret i Gaula. MVU-rapport nr. B62: 53 sider.

Bergan, M.A. 2009. Bunndyrovurvaing i Ilabekken, Trondheim kommune. Undersøkelser i 2009 NIVA-rapport L- NR. 5988-2010. 29 sider.

Bergan, M.A. 2011. Fiskebiologiske undersøkelser i vannområde Nidelva og Gaula, Vannregion Trøndelag. Yngel-/ ungfiskregistrering og vurdering av vandringshindre i sidevassdrag til Nidelva og Gaula. NIVA-rapport L- NR. 6150-2011. 50 sider.

Bergan, M.A. 2012. Vannkjemisk og økologisk tilstand i små sidevassdrag til Gaula; Undersøkelser av vannkvalitet, bunndyr og yngel/ungfisk i bekker i Midtre Gauldal. NIVA-rapport L. NR. 6317-2012. 47 sider.

Bergan, M. 2013. Sjøørret i Trondheimsfjorden; en utdøende ressurs. Hva betyr bekker for sjøørreten? *Tidsskriftet Vann*. Nummer 2: 175-190.

Bergan, M.A. 2014. Biologiske miljøundersøkelser etter utslipp av diesel til Sørå og Gaula fra Statoilstasjonen på Klett. Kapittel «Ferskvannsfisk og anadrome arter». NINA-Notat august 2014. 2 sider.

Bergan, M.A., 2015. Problemkartlegging og overvåking av sidevassdrag til Gaula i 2014. - NINA Minirapport 538, 52 sider.

Bergan, M.A. & Arnekleiv, J.V. 2009. Vurdering av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i vannområdene Nidelva og Gaula i Sør-Trøndelag 2008. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2009-2: 112 sider.

Bergan, M.A. & Bongard, T. 2014. Feltbefaring og biologiske undersøkelser etter dieselutslipp til Sørå ved Klett. NINA-Notat, mai 2014. 21 sider.

Bergan, M.A., Jensås, J.G., Bremset, G., Borgos, T., Havn, T., Rognes, T., Skoglund, S. & Solem, Ø. 2015b. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget i 2014. - NINA Minirapport 517, 17 sider.

Bergan, P.I., Nastad, A. T., Habberstad, J. 2001. Verdier i Gaulavassdraget. VVV-rapport 22-2001-52 sider.

- Bergan, M.A., Nøst, T. H. & Berger, H.M. 2011. Laksefisk som indikator på økologisk tilstand og miljøkvalitet i lavereliggende småelver og bekker: Forslag til metodikk iht. vanndirektivet. NIVA-rapport L. NR. 6224-2011.
- Bergan, M.A., Berger, H.M., Skjøstad, M.B., Nøst, T. & Haugen, M. 2008. Sjøørretbekker i Trondheim, Sør-Trøndelag. Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand i 2006. Berger feltBIO Rapport Nr. 2 - 2008, 57 sider.
- Berger, H.M., Bergan, M.A., Nøst, T. & Hellem, T. 2008. Fastsetting av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i Trøndelag – Utprøving av metoder. Fagrapport oktober 2008. Interkommunalt Sam-arbeidsprosjektet (IKS) i Vannregion Trøndelag. 94 sider.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. og Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. – *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Bongard, T. & Koksvik, J.I. 1989. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1989-2: 20 sider.
- Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. 1993. Bunndyrundersøkelser i Hotranvassdraget og Årgårdsvassdraget, Nord Trøndelag.
- Bongard, T., Bergan, M. A., Halley, D. & Hanssen, O. 2014 Biologiske miljøundersøkelser etter utslipp av diesel til Sørå og Gaula fra Statoilstasjonen på Klett. Årsrapport 2014. NINA-Notat.
- Brittain, J. E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 108: 70 sider.
- Brittain, J. E. & Saltveit, S. J. 1984. Bruk av bunndyr i forurensningsovervåking. *Vann* 19: 116 - 122.
- Direktoratsgruppa 2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking iht. kravene i Vannforskriften. – Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet - veileder 02:2009, 119 sider.
- Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver. – Direktoratgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet - veileder 02:2013, 263 sider.
- Frost, S., Huni, A., & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. – *Canadian Journal of Zoology* 49: 167-173.
- Hellawell, J. M. 1986. *Biological Indicator of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Publishers, London. 546 s.
- Hynes, H.B.N. 1960. *The Biology of Polluted Waters*. University of Liverpool Press, 202 sider.
- Johnsen, B. O. & Hvidsten, N. A. 2007. Vassdragsregulering og sikringstiltak mot kvikkleireskred i Vigda og Børselva. Effekter på laks og laksefiske. Årsrapport 2006. NINA Rapport 228: 45 sider.
- Mason, C.F., 2002. *Biology of Freshwater Pollution, Fourth Edition*. Prentice Hall, London
- Muthanna, T., Bergan, M. A. & Liltved, H. 2011. Utslipp fra Norsk Kylling AS og Møøya renseanlegg til Gaula - beregninger av effekter på kjemisk vannkvalitet. NIVA-rapport L.nr. 6231-2011. 15 s.

- NS 4719. Vannundersøkelse: Bunnfauna. Prøvetaking med elvehåv i rennende vann. 1988 Standard Norge, Oslo, 6 sider.
- NS-ISO 7828. Vannundersøkelse: Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr. 1994. Standard Norge, Oslo, 6 sider.
- Nøst, T. & Daverdin, R.H. 1999. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1998. - NINA Oppdragsmeldig 608: 34 sider.
- Nøst, T., Daverdin, R.H & Schartau, A.K.L. 1997. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1996. - NINA Oppdragsmeldig 487: 34 sider.
- Nøst, T., Daverdin, R.H & Schartau, A.K.L. 1998. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1997. - NINA Oppdragsmeldig 544: 34 sider.
- Nøst, T. & Schartau, A.K.L. 1994. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1993. - NINA Oppdragsmeldig 301: 35 sider.
- Nøst, T. & Schartau, A. K. L. 1996: Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1995. - NINA Oppdragsmelding 446: 38 sider.
- Nøst, T., Schartau, A. K. L & Daverdin, R. H. 2000. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1999. - NINA Oppdragsmelding 655: 48 sider.
- Saksgård, R. & Schartau, A. K. 2010. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 2009. - NINA Rapport 596: 71 sider.
- Schartau, A. K. L. & Nøst, T. 1993. Kjemisk overvåking av norske vassdrag. - Elveserien 1992. - NINA Oppdragsmelding 246: 14 sider.
- Solem, Ø., Bergan, M.A., Jensås, J.G., Ugedal, O., Rognes, T., Foldvik, A., Heggberget, T.G. & Borgos T. 2014. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget 2013. - NINA Rapport 1027: 98 sider.
- Traaen, T.S., Arnekleiv, J.V., Bongard, T., Grande, M., Lindstrøm, E.A. & Lingsten. L. 1988. Tiltaksorientert overvåking i Gaula, Sør-Trøndelag 1986-1987. NIVA Rapport. 337/88.
- Traaen, T.S., Grande, M., Iversen, E.R. Lindstrøm, E.A., Arnekleiv, J.V. & Størseth. L. 1992. Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. 1991. NIVA rapp. 492/92: 40 sider.
- Zippin, C. 1958. The removal method of population estimation. Journal of Wildlife Management 22: 82-90.
- Aanes, K. J. og T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. NIVA-rapport O-87119. L.nr. 2278. 62 sider.
- Aanes, K. J. og M. A. Bergan. 2013. Gaula som resipient for Norsk Kylling AS -- Belastninger og vannkvalitet. NIVA rapport L- nr. 6568- 2013. 35 s.

Vedlegg A. Notat Enganbekken

Vedlagte notat ble utarbeidet etter et uhellsutslipp av jernklorid i Enganbekken den 10. februar i 2014 av NIVA for Norsk Kylling AS. (ref. NIVA: 0226/14-AAN) Notatet beskriver hendelsesforløp og de undersøkelser som ble gjort for å dokumentere eventuelle effekter i denne bekken og i Gaula nedstrøms samløpet. Sammendraget i notatet er gjengitt i neste avsnitt.

Uhellsutslipp Enganbekken - Kort oppsummering

Det var et kortvarig uhellsutslipp av jernklorid i Enganbekken den 10.02.2014 fra Norsk Kylling AS sitt anlegg på Støren. Utslipet ga synlig misfarging av bekken i form av rustrødt bunnfall på substrat og vegetasjon i vannstrengen. Det har sannsynligvis vært økt dødelighet av akvatisk biologi i bekken nedstrøms utslippspunktet, først og fremst synliggjort under etterundersøkelsene ved funn av døde fåbørstemark. Trolig var bekkens vannkvalitet allerede før utslippet så vidt redusert pga. langvarig termisk og organisk belastning at forventede indikatorarter allerede var borte fra bekkestrekingen. Utslipp av jernklorid er en potensiell risikofaktor for vannøkologien både i Enganbekken og i Gaula, og kan for vannboende organismer gi akutt dødelighet. Det ble etter utslippet ikke registrert noen påviselig effekt på bunndyrfaunaen eller på elvesubstrat i Gaula fra samløp Enganbekken og nedover. Det ble ikke observert død fisk i Enganbekken nedstrøms utslippet, eller i Gaula etter samløp med Enganbekken. Utslipet av jernklorid føyer seg inn i rekken av flere akuttsutslipp i bekken de siste årene, som i perioder slår ut bekkens sjøørret og bunndyrfauna. I andre deler av året med god vannføring og lite forurensningsbelastning registreres oppgang av ungfisk fra Gaula med til dels gode forekomster.

Enganbekken

Per i dag vurderes belastningen i Enganbekken å være langt over vassdragets resipientkapasitet, og miljøtilstanden karakteriseres som labil, der man ikke har oversikt over lokalisering av utslippspunkter, hvilke stoffer som kommer ut i bekken, hvem som er ansvarlige og hvor tiltak skal settes inn. Enganbekken belastes i perioder av urensset sanitært avløpsvann fra ukjente utslippspunkter, termisk forurensning og av avfall fra nærområdet rundt (bildekk, søppel ol.). Kildene er trolig virksomheter og industri i området langs Enganbekken, som Midtre Gauldal kommunes «Engan vannbasseng», Norsk Kylling AS og ulike industri, bilverksted/buss-selskap. Avrenning av kloakk fra spredte avløpsanlegg og feilkoblinger som bidrar med sanitært avløpsvann. Vår konklusjon er nå etter mange befaringer, stikkprøver av vannkvalitet, undersøkelser av bunndyrsamfunnene og elfiske i årene 2013 og 2014 at vi kan konkludere med at belastningen på Enganbekken er så vidt stor den må anses som et punktutslipp til Gaula, som også bidrar til den samlede belastningen av Gaula i Størenområdet.

Områdebeskrivelse

Enganbekken har sitt utspring fra skog- og myrområder nord for Åsatjønnen, og kommer ned dalsiden mot tettstedet Engan, der den er lagt i rør gjennom tett bebyggelse og industri før den munner i Gaula sør for Engan. Ovenfor Engan vei er bekken ca 1- 1,5 meter bred, stedvis kanalisert, fortrinnsvis med strykpartier og spredte, små kulper. Dominerende substrat er grus og stein. Etter Engan vei går bekken i et parti med noe intakt habitatkvalitet, der spredte kulper med dybde 0,5 meter finnes, avbrutt av lengre strykpartier. Enganbekken går så under bakken inn i en kulvert før industriområdet ved Norsk Kylling, men kommer fram i dagen nedstrøms fabrikkområdet. Her bærer bekken preg av en eldre utgrøfting, utgrunning og kanalisering, der dominerende substrat er sand og mudder, med noe innslag av grus og stein. Under Fv 630 og jernbanen går bekken igjen i kulvert, men går så åpen før munning i Gaula. Her er bekken ca 2-3 meter bred, med sakteflytende vannhastighet og mudderbunn.

Enganbekken har i perioder hatt stor vannkjemisk belastning de siste 5-10 årene, dokumentert ved flere biologiske og vannkjemiske undersøkelser (Bergan 2012, Bergan og Arnekleiv 2009), og i ulike medieoppslag ((<http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/Kyllingavfall-rett-i-elva-5591692.html>, <http://www.nrk.no/trondelag/1.128597>), og dokumentert fiskedød etter diffuse utslipp.

Termisk forurensing.

Enganbekken er termisk forurenset. Vanntemperaturen er svært mye høyere nedstrøms Norsk Kylling AS sammenlignet med partier av bekken oppstrøms fabrikkområdet (Figur 1). Ovenfor fabrikkområdet var bekken i februar 2014 islagt, som forventet på denne årstiden (Figur 2). Nedstrøms var bekken uten isdekke fram til munningen i Gaula. Her dampet det av bekkeløpet og det ble målt en temperatur i vannet på 17,7 °C rett nedstrøms fabrikkområdet. Bekken kommer her fram fra en kulvert som går under fabrikkområdet. I nedre del av Enganbekken før samløp med Gaula (st. E4) hadde vanntemperaturen sunket til 8,0 °C. Lufttemperaturen var da 2,2 °C (Figur 3).



Figur 1. Vanntemperaturen den 11. februar 2014 målt like nedstrøms der Enganbekken kommer ut fra fabrikkområdet.



Figur 21. Enganbekken på strekningen ovenfor fabrikkområdet. Her har bekken en naturlig vann-temperatur, styrt av omgivelsestemperaturen og tilsig av grunnvann. Bekken er derfor islagt, og tilførsel av grunnvann hindrer bunnfrysing.

Bunndyrfaunaen fra stasjon E4, som omfatter strekninger ved utgangen av kulp før munning til Gaula, samt flekkvise partier på siste strykstrekning før munning, var nærmere vår forventning om god miljøtilstand. Her ble det registrert tilfredsstillende mengder med døgnfluer i familien Baetidae i full vigør, trolig med dominans av arten *Baetis rhodani*, Norges vanligste døgnflue i rennende vann. Ett individ av døgnflua *Heptagenia* sp. ble også observert i prøvetakingsbakken. Begge disse døgnflueartene er svært sensitive for b.la. pH-endringer. Rovsteinflua *Diura nanseni* ble registrert med et par individer i prøvetakingsbakken. Ingen døde dyr ble observert på denne stasjonen.



Figur 3. Enganbakkens munning i Gaula.

På strekningen fra utløp Enganbekken til Gaula og om lag 9 meter langs land nedover munningspunktet, ble det registrert en bunndyrfauna med høyt biologisk mangfold og tilfredsstillende antall. Her ble det observert en svært god forekomst av døgnfluer (fortrinnsvis Baetidaer), og flere arter av steinfluer (*Diura nanseni* med flere individer, *Capnia* sp og *Leuctra* sp med mange individer). Det var fullt vigør og mye liv i prøvetakingsbakken, og ingen bunndyr ble observert livløse.

Andre forhold av betydning registrert ved feltbefaringen

Det lagres relativt betydelig mengder med miljøfarlig avfall og kjemikalier (Figur 4, 6 og 7) like ved eller i bekkeløpet et stykke nedstrøms Norsk Kylling AS sitt fabrikkområde. Dette stammer trolig fra et bil-verkstedet som har lokaler like ved. Både bildekk, ulike typer avfall, plastcontainere og fat med hhv. spylevæske og motorolje ligger tett inntil bekken, flere i åpen tilstand, og noe hadde sågar trillet ned i bekken (figur 5 og 8). Det ble videre funnet en åpen plastcontainer med rester av spylevæske i bekkeløpet. Lignende forhold er tidligere avdekket og påpekt av NIVA (i 2013).



Figur 22. Lagring av miljøfarlig avfall like ved bekkebredden i Enganbekken.



Figur 23. Åpne plastcontainere, fortsatt med rester av spylevæske ligger i bekkeløpet pga. uforsvarlig opplagring langs bekkeløpet



Figur 6. Bildekk og åpne containere langs bekken.



Figur 24. Opplagring av front-ruter fra biler langs og i bekken.



Figur 8. Det ligger bildekk fra bilverkstedet i bekken langs hele strekningen i Enganbekken ned mot Gaula.

Vurdering av resultater fra undersøkelser i 2013 og 2014 i Enganbekken

Uhellsutslippet av jernklorid til Enganbekken hadde alvorlige konsekvenser for det som da var av akvatisk biologi på strekningen fra Norsk Kyllings AS, og helt ned til samløpet med Gaula. Feltbefaringen, bunndyrobbservasjonene og øvrige registreringer som ble gjort ga inntrykk av at effekten hadde vært størst et stykke nedstrøms selve utslippspunktet, fra området ved Engan vannbasseng/-pumpstasjon og kum, og nedover. Her ble det registrert klynger med død fåbørstemark som ble knyttet til utslippet av jernklorid.

Enganbekken ble første gang undersøkt i 2008 (Bergan og Arnekleiv, 2009) ved hjelp av bunndyr- og vannkvalitetsundersøkelser. En mer omfattende undersøkelse ble gjort i 2011 (Bergan 2012) og i 2013-14 i forbindelse med ny konsesjonsøknad for Norsk Kylling AS for blant annet utslippet deres til Gaula. Det ble da analysert prøver for å beskrive fysisk-kjemisk vannkvalitet i flere perioder gjennom året. Bekken hadde i 2013 store problemer med vannkvaliteten, med betydelige utslipp av fekale bakterie-, fosfor- og nitrogen. Utslippskildene ble ikke fullt ut lokalisert, selv om utslipps- og problemområder ble identifisert. Videre var bekken termisk forurenset i store deler av 2013 og i 2014. Årsaken ble funnet og avbøtende tiltak er etter det vi forstår under iverksettelse.

Undersøkelser på flere tidspunkt i 2013 viste at sjørørret passerer fylkesveien (Fv 630) og jernbaneområdet gjennom en lukket strekning i nedre del av Enganbekken. Bekkens vannkvalitet er og har vært begrensende for etablering av sjørørret i dag. I juni 2013 ble det observert gode forekomster av ørret i størrelsen 12-18 cm i bekken oppstrøms lukket strekning under vannprøvetaking. Det ble talt et tyvetalls fiskeunger, trolig sjørørret, i størrelse mellom 12-15 cm på et avgrenset parti nedstrøms Norsk Kylling AS. Den 8. juli samme år forekom et akutt-utslipp av sanitærvann avløpsvann i dette området av bekken.



Figur 25. Foto av pågående utslipp av urensset sanitært avløpsvann (kloakk) i Enganbekken den 8. juli 2013 kl. 1923. Bekken var gråfarget og turbid nedstrøms et punkt ved Engan vannbasseng, men et konkret utslippspør/punkt ble ikke funnet. Foto: M. Bergan



Figur10. Foto fra Enganbekken den 13. sept. 2013 viser rester av nylig akutt utslipp av organisk art.

Ungfiskundersøkelsene påfølgende høst påviste kun én ørret på samme strekning (Solem m.fl. 2014), og det ble da også påvist nylig utslipp av ukjent art og opprinnelse i bekken. Ovenfor utslippet ble det påvist tre ørretter i forbindelse med en kunstig etablert kulp/kum ovenfor industriområdet, noe som dokumenterer frie vandringsveier i kulverten under industriområdet. Det er her en lukket strekning på nær 300 m. Samlet tetthet av ørret ($n=4$) for hele Enganbekken ble estimert til 1,0 individer pr. 100 m² for ørret med alder $\geq 1+$ i Solem m.fl. (2014). Årsyngel ble ikke påvist. Gyting og rekruttering er ikke mulig med dagens vannkjemiske situasjon i vassdraget.

I januar 2014 var det ingen fisk som oppholdt seg i Enganbekken fra industriområdet og ned til Gaula. Til tross for en svært belastet vannkvalitet, forsøker sjørret å benytte bekken som oppvekstområde, fortrinnsvis vår, sommer og høst. En forhøyd vanntemperatur sammenlignet med Gaula ser ut til å lokke ørretunger opp i Enganbekken. Lignende respons på termisk forurensning er funnet i Tya en side

elv til Utle i Årdalsvassdraget i Luster, etter utslipp av prosessvann (vanntemp. ≥ 40 °C) fra Hydro's Aluminium fabrikk (Bergan, upubl. data). De høyeste temperaturene som vi til nå har målt i 2013 og 2014 i Enganbekken er i området 21-25 °C (Fig. 11). Parallelt hadde de Gaula og Enganbekken oppstrøms industriområdet vanntemperaturer på rundt 7-12 °C (Bergan, upubliserte målinger).



Figur 26. Vanntemperatur på 21,9 °C målt i Enganbekken den 28. august 2013. Foto: M. Bergan.

Historisk

Opprinnelig var Enganbekken før hydromorfologiske inngrep og forurensning en godt egnet gytebekk for sjørret, tross periodevis en lav vannføring. Bekken har trolig tilførsel av grunnvann som gjør at bunnfrysing av rogn ikke forekommer under normale vintre. Ørret som oppholder seg i Enganbekken i perioder trekker ut av bekken ved lave vannføringer, eller dør ved akutte utslipp. Fiskedød er registrert og dokumentert ved foto tidligere år i Enganbekken (Vold elveeierlag, pers medd. og tilsendte bilder). Bekken er endret morfologisk (utgrunnet og rettet ut) noe som gjør at de naturlige forutsetningene den engang hadde for helårsopphold for sjørret i dag er ødelagt. Det er i dag ingen dypere kulper for overlevelse på lav vintervannføring.

Bunndyrsamfunnet som observeres på alle stasjoner i Enganbekken ovenfor Fv 630 har en svært redusert sammensetning. Trolig har bekkens bunndyrfauna vært svært redusert også før utslippet av jernklorid, som følge av vedvarende termisk forurensning, og diffuse, periodiske utslipp fra ukjente kilder (sannsynligvis i området kum ved Engan vannbasseng og pumpestasjon). Disse forholdene var allerede avdekket og påpekt av NIVA i forb. med overvåkingen som ble foretatt i 2013. Som følge av isdekke på Enganbekken ovenfor fabrikkområdet, var det ikke mulig å hente inn data om bunndyrfaunaen ovenfor industriområdet da. Tidligere data fra Enganbekkens øvre strekninger (Bergan & Arnekleiv 2009) viser at disse partiene har en relativt mangfoldig bunndyrfauna med mange følsomme arter av døgn-, stein- og vårfluer. 17 ulike EPT taksa ble registrert her i mai 2008, fordelt på hhv tre døgn-, ni stein- og fem vårfluearter.

Det ble i sammenheng med uhellsutslippet av jernklorid ikke registrert noen påviselig effekt på Gaula. Bunndyrfaunaen på nedre strekninger i Enganbekken umiddelbart før samløp til Gaula viste da stor forbedring sammenlignet med strekninger lenger oppe i bekken, og besto av et relativt høyt artsmangfold og følsomme indikatorarter.

Konklusjon

Et uttall av befaringer, stikkprøver av vannkvalitet, undersøkelser av bunndyr og elfiske i årene 2013 og 2014 avdekker betydelig vannekjemiske utfordringer i Enganbekken. Belastningen er så vidt stor i perioder at bekken må anses som et punktutslipp til Gaula, som bidrar til den samlede belastningen av Gaula i Størenområdet.

Vedlegg B. Artslister 2013

Artslister fra bunndyrinnsamling 26. - 28. august i 2013.

Bunndyrtaksa	G1	G2	G3A	G5	G6
Bivalia (Småmuslinger)					
Sphaeriidae (erte/kulemusling)	2	0	0	0	0
Annelida (Bløtdyr)					
Oligochaeta (fåbørstemark)	32	224	160	160	448
Arachnida (Edderkopppdyr)					
Acari (midd)	48	112	48	176	128
Ephemeroptera (Døgnfluer)					
<i>Ameletus inopinatus</i>	0	32	0	0	16
Baetis sp.	32	288	80	240	256
<i>Alainites muticus</i>	16	32	16	2	160
<i>Baetis rhodani</i>	32	384	192	96	320
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	6	12	16	2	16
Heptageniidae	32	112	48	32	80
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	8	16	0	4	24
<i>Epheremella mucronata</i>	0	0	16	32	32
<i>Epheremella aurivilli</i>	0	40	8	10	16
Plecoptera (Steinfluer)					
<i>Diura nanseni</i>	6	4	24	6	24
Isoperla sp.	1	8	8	16	4
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	16	0	0	0	0
<i>Brachyptera risi</i>	0	0	16	16	0
Amphinemura spp.	64	288	112	192	192
Nemouridae	0	0	0	4	0
<i>Protonemura meyeri</i>	0	0	0	0	4
Capniidae	0	0	0	0	0
Capnia spp.	1216	1552	1168	528	656
Leuctra sp.	0	0	0	0	8
<i>Leuctra fusca*</i>	0	1	0	0	1
Coleoptera (Biller)					
Elmidae, juvenile	0	0	16	0	2
Hydraenidae	0	1	0	0	1
Trichoptera (Vårfluer)					
<i>Rhyacophila nubila</i>	2	16	16	18	16
Glossosomatidae	0	4	8	0	4
Glossosoma sp	0	4	4	0	8
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	0	0	0	1
<i>Arctopsyche ladogensis</i>	2	0	0	0	0
Hydropsyche sp.	0	0	1	4	0
<i>Hydropsyche nevae</i>	4	3	0	6	1
Limnephilidae sp.	1	0	0	0	0
Diptera (Tovinger)					
Limonidae	4	4	2	4	12
Simuliidae	0	48	16	16	8
Chironomidae	272	784	816	624	2368
Antall bunndyr per prøve	1796	3969	2791	2188	4806

Vedlegg C. Artslister 2014

Artslister fra bunndyrinnsamling 18-23 september i 2014.

Bunndyrtaksa	G1	G2	G3A	G3B	G5	G6	G7
Gastropoda (Snegler)							
Lymnaeidae (damsnegler)	0	0	0	0	2	0	6
Annelida (Bløtdyr)							
Oligochaeta (fåbørstemark)	32	144	32	80	80	64	256
Arachnidae (Edderkopppdyr)							
Acari (midd)	32	32	16	48	16	16	16
Ephemeroptera (Døgnfluer)							
<i>Ameletus inopinatus</i>	0	12	0	4	0	0	0
<i>Baetis</i> sp.	64	32	48	160	112	16	96
<i>Alainites muticus</i>	32	304	96	80	32	12	96
<i>Baetis rhodani</i>	224	272	384	432	240	112	240
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	16	16	16	4	16	1	0
Heptageniidae	48	336	112	32	2	0	32
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	16	104	16	2	24	8	20
<i>Epheremella mucronata</i>	0	4	0	8	2	0	1
<i>Epheremella aurivilli</i>	2	0	8	0	1	0	16
Plecoptera (Steinfluer)							
<i>Diura nanseni</i>	12	20	16	12	4	4	20
<i>Isoperla</i> sp.	0	1	1	0	0	2	2
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	16	8	0	4	24	0	0
<i>Brachyptera risi</i>	8	0	0	24	32	8	0
Amphinemura spp.	208	304	272	496	192	96	192
Nemouridae	0	0	0	16	0	0	8
<i>Protonemura meyeri</i>	0	0	0	0	0	0	4
Capnia spp.	320	400	1264	480	368	168	48
Leuctra sp.	0	6	0	4	2	16	9
Coleoptera (Biller)							
Coleoptera indet (larve)	0	0	0	0	0	16	0
Elmidae, juvenile	1	0	0	2	4	0	16
Trichoptera (Vårfluer)							
<i>Rhyacophila nubila</i>	12	8	64	16	40	64	32
<i>Glossosoma</i> sp	2	48	8	4	0	3	0
<i>Glossosoma intermedium</i>	0	0	0	0	2	0	0
<i>Glossosoma nylanderii</i>	0	0	0	4	0	0	0
Hydroptilidae	0	4	0	0	0	0	0
Polycentropodidae	1	0	0	0	0	0	0
<i>Arctopsyche ladogensis</i>	2	0	0	0	0	0	2
<i>Hydropsyche nevae</i>	3	16	0	24	6	1	36
Diptera (Tovinger)							
Tovingelarver ubest	2	0	0	0	0	16	16
Psychodidae	0	16	0	0	0	1	0
Limonidae	16	32	40	8	10	2	32
Simuliidae	0	16	4	48	16	16	16
Ceratopogonidae	1	1	72	16	144	0	16
Chironomidae	256	336	112	592	288	896	2000
Antall bunndyr per prøve	1326	2472	2581	2600	1659	1538	3228

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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