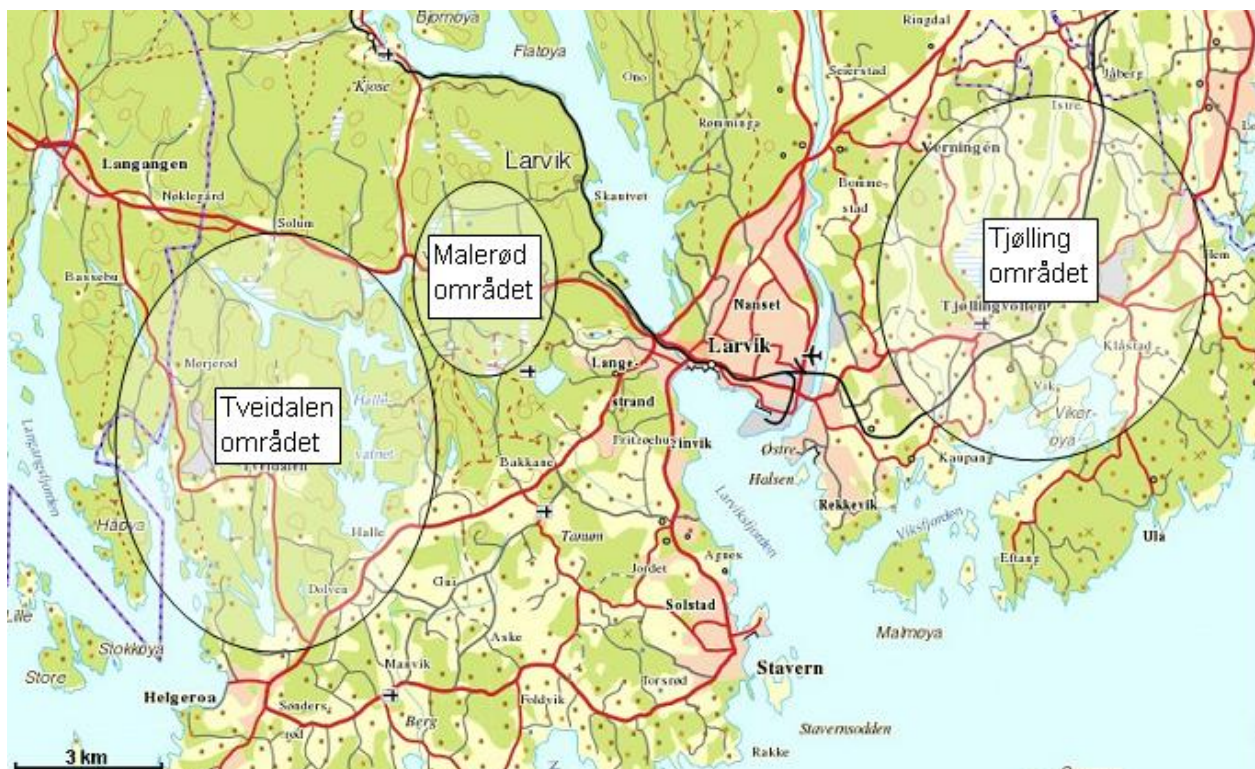


Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (Larvikitt-produsentene) i Larvik, Del I: Resipientundersøkelser 2006-2008 (Tekstdel)



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (larvikittprodusentene) i Larvik, Del I: Resipientundersøkelser 2006-2008 (Tekstdel)	Løpenr. (for bestilling) 5834-2009	Dato 21.08.2009
	Prosjektnr. Undernr. 26424	Sider Pris 159
Forfatter(e) Dag Berge, Torleif Bækken, Randi Romstad, Torsten Källqvist, Camilla Hedlund Corneliusen, Geir A. Dahl-Hansen (APN), Guttorm N. Christensen (APN), Brage Rygg	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Larvikittprodusentenes Forening (LPF)	Oppdragsreferanse Stein Grimsrud Harald Grønn	
<p>Sammendrag</p> <p>Det er gjennomført resipientundersøkelser i vannforekomster som mottar avrenning fra Larvikittproduksjonen i Tjølling og Brunlanes i Larvik kommune. I alt 130 lokaliteter omfattende bekker, elver, innsjøer og fjorder er undersøkt gjennom en periode på to år. Vannforekomstene er undersøkt for turbiditet (grumsethet), vannkjemi, alger, bunnfauna, og fisk. Selv om påvirkningen visuelt sett kan virke betydelig, var den økologiske effekten overraskende liten. Kun i de sterkest påvirkede lokaliteter kunne man finne klare negative effekter på vannøkologien. Dette gjaldt innsjøene Mørjetjern, Bålsrudtjern, og i noe mindre grad Torpevannet. Det var ingen økologiske eller bruksmessige påvirkninger i Hallevannet. Nordre del av Varildfjorden i Viksfjord, var periodevis sterkt påvirket av slamtilførsel, men noen økologisk effekt synes ikke utslippet å ha. Det samme kan sies om Mørjefjorden, innerst i Sildevika og ut for Kastet. I enkelte av de små bekkene var det negative effekter både på begroing, bunndyr og fisk. Dette gjaldt øverst i Tveidalsbekken, Mørjebekken, Askedalsbekken, Håkestadbekken, og Haslebekken. Det kunne ikke påvises negative økologiske effekter i de viktige lokalitetene som Istreelva, Mørjerødbekken, Mørjetjernbekken, og Eikedalsbekken. Kun få år etter at et brudd er avsluttet, avtar konsentrasjonene av forurensninger i avrenningen til uproblematiske nivåer. Med tanke på eutrofieringsvirkninger ble biotilgjengeligheten av fosfor i finknust larvikitt funnet å være lav, omtrent som fra turbid isbreavrenning og bare ca 1/5 av biotilgjengeligheten av fosfor fra erosjonsavrenning fra dyrket mark. Larvikitt inneholder ikke nitrogen. Aluminiumsinnholdet i larvikitten ble ikke funnet å kunne opptre i giftige former ved den pH og ionestyrke som er tilstede i de aktuelle resipientene.</p>		
Fire norske emneord 1. Steinindustri 2. Larvikitt 3. Vannforurensning 4. Økologiske effekter	Fire engelske emneord 1. Rock industry 2. Larvikite 3. Water pollution 4. Ecological impacts	



Dag Berge
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Norsk institutt for vannforskning
Oslo

O-26424

Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (larvikittprodusentene) i
Larvik

Del I:

Resipientundersøkelser 2006-2008

Tekstdel

Oslo 21.08.2009

Sakbehandler: Dag Berge
Medarbeidere: Torleif Bækken
Randi Romstad
Torsten Källqvist
Camilla Hedlund Corneliussen
Brage Rygg
Geir A. Dahl-Hansen (Akvaplan niva)
*Guttorm N Christensen (Akvaplan
niva)*
Magne Martinsen(Mm Consult)

Forord

Denne rapporten er hovedproduktet fra resipientundersøkelsene knyttet til avrenning fra Larvikitt-bruddene i Tjølling og Brunlanes (Samplet Plan for Utslipp til Vann, Del 1). Del 1 skulle avdekke omfanget av påvirkningen som steinbruddsaktiviteten har på vannresipientene i området, bekker, elver, innsjøer og fjorder. I tillegg til å avdekke omfanget i form av tilgrumsing av vannet, skulle man belyse i hvilken grad ulike sider av vannøkologien ble påvirket. Ved studium av prosesser fra forurensningskilde til utløp, skulle man legge grunnlag for å fastslå behov for tiltak, samt hvilke typer tiltak som ville være best egnet i de ulike situasjoner og brudd. Arbeidet har altså også vært ansett som en nødvendig forberedelse for Del 2, som omhandler tiltak. Arbeidet startet opp i månedsskiftet november/desember 2006, og feltarbeidet pågikk ut 2008. 2009 er brukt til å sammenstille data og rapportere.

Oppdragsgivere har vært Larvikittprodusentenes forening (LPF), representert ved foreningens leder Stein Grimsrud og sekretær Harald Grønn.

Undersøkelsene har bestått i to deler, en del som har gått på detaljmålinger av partikkeltransport i utvalgte resipienter og referansebekker, samt karakterisering av slammet, sammenliknet med slam fra andre kilder. Dette arbeidet er utført av NVE, ledet av Truls E. Bønsnes, og rapporteres særskilt. Den andre delen, den foreliggende resipientundersøkelsen er utført av NIVA, ledet av Dag Berge. Rolf E. Andersen fra Golder Associates har vært koordinator for konsulentgruppen.

Den rutinemessige innsamlingen av prøver fra utslipp og bekker er utført av Magne Martinsen, MM Consult. Feltarbeidet i forbindelse med de fysisk/kjemiske undersøkelser, planktonundersøkelser, begroingsundersøkelser og bunndyrundersøkelser er utført av Dag Berge og Torleif Bækken (NIVA). Bækken har analysert bunndyrmaterialet fra ferskvann, og skrevet bunndyrkapitlene. Randi Romstad, NIVA, har analysert begroingsmaterialet og beskrevet dette. Camilla Hedlund Corneliussen, Torsten Källqvist, NIVA har utført algevekstforsøkene i forbindelse med å fastsette biotilgjengeligheten av steinslamavrenningen for algevekst i resipientene, samt å beskrive resultatene. Corneliussen har også analysert planteplanktonmaterialet fra innsjøene. Brage Rygg, NIVA har analysert bunndyrmaterialet fra de marine resipienter, og beskrevet dette. Undersøkelsene av fisk i bekkene er foretatt av Geir A. Dahl-Hansen og Guttorm N. Christensen, Akvaplan-niva (NIVA datterbedrift). De har også skrevet fiskekapitlet. De kjemiske analysene er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. En del turbiditetsanalyser ble i starten utført av BUVA i Larvik, som imidlertid ble nedlagt midt i studien.

Arbeidet har vært omfattende, både arbeidsmessig og ikke minst faglig, da det ikke er gjennomført inngående studier av påvirkninger fra steinbrudd i vannresipienter i Norge tidligere. Samarbeidet har vært godt gjennom hele undersøkelsen, både med oppdragsgivere, i konsulentgruppen, samt med forurensningsmyndighetene. I tillegg til denne tekstdelen blir dataene utgitt i en egen datarapport, i en Access database, samt i en web-basert Aquamonitor-database. Vi takker for et interessant og lærerikt oppdrag.

Oslo, 21.08.2009

Dag Berge

Innhold

Sammendrag	7
0.2 Innsjøresipienter	7
0.2.1 De små innsjøene	7
0.2.2 Hallevannet	7
0.3 Bekkeresipienter	8
0.3.1 Partikler og vannkjemi i bekkene	8
0.3.2 Bunnfauna i bekkene	9
0.3.3 Begroing i bekkene	9
0.3.4 Fisk i bekkene	9
0.4 Fjordresipienter	10
0.4.1 Viksfjorden	10
0.4.2 Mørjefjorden	11
0.5 Spesialstudier	11
0.5.1 Avrenning fra nedlagte brudd	11
0.5.2 Biotilgjengelighet av fosfor i turbid steinbruddsavrenningsvann	11
0.6 Tiltak	11
1. Innledning	13
2. Steinbrudd og kilder til forurensning	15
3. Sammenhengen mellom turbiditet og partikler	18
4. Turbiditet og vannkvalitet i elver og bekker	19
4.1 Bekker og elver i Tjølling	19
4.1.1 Næringssalter	23
4.1.2 Bekker i Malerød området	25
4.2 Bekker i Tveidalenområdet	27
5. Undersøkelser i Viksfjorden	33
5.1 Gradientundersøkelse for turbiditet	33
5.2 Sedimenter i Viksfjorden	35
5.3 Bunndyr i Viksfjorden	37
5.4 Eutrofiering	38
6. Undersøkelse av Mørjefjorden utenfor Mørjebekken og Kastet	39
6.1 Mørjefjorden	39
6.2 Utenfor Kastet	42
7. Undersøkelse av bunnfauna i bekkene	46
7.1 Tildrebekken, Malerødbekken og Eikedalsbekken.	46
7.2 Håkestadbekkene	47
7.3 Marumbekken og Istreelva	47
7.4 Haslebekken.	48

7.5 Mørjerødbekken, Mørjebekken, Mørjetjernbekken og innløpsbekk til Bålsrudvatnet (Askedalsbekken).	48
7.6 Tveidalsbekken	49
8. Undersøkelse av begroing i bekkene	54
9. Undersøkelse av fisk i bekkene	56
9.1 Innledning	56
9.2 Prøvetakingsområder	57
9.2.1 Bekkesystemer i Malerød- og Tveidalsområdet	57
9.2.2 Bekkesystemer i Tjøllingområdet	58
9.3 Prøvetaking	58
9.4 Fisk i bekkene i Malerødområdet	60
9.4.1 Malerødbekken	60
9.4.2 Gytefiskregistreringer	61
9.4.3 Eikedalsbekken	62
9.4.4 Gytefiskregistreringer	62
9.4.5 Konklusjon Malerødbekken og Eikedalsbekken	63
9.5 Fisk i bekkene i Tveidalsområdet	65
9.5.1 Mørjerødbekken	65
9.5.2 Fjellbobekken	69
9.5.3 Mørjebekken	69
9.5.4 Konklusjon Mørjerødbekken og Mørjebekken	70
9.5.5 Tveidalsbekken	72
9.5.6 Gytefiskregistrering	74
9.5.7 Konklusjon Tveidalsbekken	75
9.5.8 Askedalsbekken	75
9.5.9 Barkevikbekken	76
9.5.10 Gytefiskregistreringer	77
9.5.11 Konklusjon Barkevikbekken	77
9.6 Fisk i bekkene i Tjøllingområdet	78
9.6.1 Holkekilbekken	78
9.6.2 Haslebekken	78
9.6.3 Vittersebekken (øvre del av Istreelva)	79
9.6.4 Gytefiskregistrering	81
9.6.5 Konklusjon Vittersebekken (Istreelva øverst)	82
9.6.6 Håkestadbekken m/sidebekk	83
9.6.7 Konklusjon Håkestadbekken	84
9.6.8 Istreelva ved Vitterse	85
9.6.9 Gytefiskregistrering	87
9.6.10 Konklusjon Istreelva ved Vitterse	88
9.6.11 Istreelva ved Hybbestad	89
9.6.12 Gytefiskregistrering	91
9.6.13 Konklusjon Istreelva ved Hybbestad	91
9.6.14 Marumbekken (Virikbekken)	92
9.6.15 Gytefiskregistrering	94
9.6.16 Konklusjon Virikbekken (Marumbekken)	94
10. Undersøkelser i småvannene Mørjetjern, Bålsrudtjern, Torpevannet, Paulertjernene og Buadammen	96
10.1 Mørjetjern, Bålsrudtjern, Torpevannet, og Paulertjernene	96
10.1.1 Turbiditet	96

10.1.2 Farge og pH	100
10.1.3 Plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen	100
10.1.4 Oksygenforhold	101
10.2 Algemengde i innsjøene	104
10.2.1 Sediment	105
10.3 Bunndyrundersøkelse i småvannene, Mørjetjern, Bålsrudtjern og Torpevannet	108
10.4 Buadammen	110
11. Undersøkelser i Hallevatn	112
11.1 Undersøkelsene har omfattet	112
11.2 Vannkvalitet og mengde i de ulike delene av Hallevannet	112
11.3 Gradientstudier av turbiditet fordelt over hele innsjøen	118
11.3.1 Gradientstudier av turbiditet i Messingvika (Saga Pearl Bukta)	119
11.3.2 Sedimentprøver i Messingvika	120
11.3.3 Bunndyr i Messingvika og referansebukta	121
11.3.4 Gradientstudier av turbiditet i Eikedalsbukta	123
11.4 Bukta utenfor Kryssgårdssætra	124
11.5 Sjiktningsforhold i turbiditet ved Hallevannets dypeste punkt og ved vannverket inntak	126
11.6 Oksygenmålinger i Hallevannet	127
12. Undersøkelser av avrenningen fra nedlagte brudd	130
12.1 De ulike brudd	130
12.2 Resultater og konklusjoner	132
13. Undersøkelse av biotilgjengelighet av fosforet i steinbruddsavrenningen	134
13.1 Studiet har omfattet	134
13.2 Resultater og konklusjoner	134
14. Tiltak	136
14.1 Bakgrunn	136
14.2 Sedimentasjon	136
14.3 Terrenginfiltrasjon	137
14.4 Kombinert infiltrasjon og sedimentasjon	137
14.5 Forsøk med Sildenafil-katalysert sedimentasjon	137
14.6 Optimaliseringseksperiment for terrenginfiltrasjon	139
14.7 Kjemisk felling	140
14.8 Andre forsøk	140
15. Database og datarapport	141
16. Referanser	142
17. Vedlegg 1. Bilder fra bekkestrekningene der det ble foretatt fiskeundersøkelser	143

Sammendrag

Det er foretatt undersøkelser ved 130 stasjoner i bekker, elver, innsjøer og fjorder for å kartlegge påvirkningen fra larvikittbruddene på de ulike resipienter. Resipientundersøkelsene har omfattet, fysisk/kjemisk vannkvalitet, turbiditet og partikler, bunnsedimenter, bunnfauna, begroingsalger, planktonalger og fisk. Det er i tillegg gjort noen spesialstudier for å se på avrenning fra nedlagte brudd, biotilgjengelighet av fosfor i steinbruddsavrenningen, og en vurdering av ulike typer avbøtende tiltak.

0.2 Innsjøeresipienter

De berørte innsjøer hører alle med til Tveidalsområdet og Malerødområdet. I Tjølling er det ingen innsjøer som mottar avrenning fra steinindustrien.

0.2.1 De små innsjøene

Bålsrudtjern, Torpevannet og Mørjetjernet er betydelig påvirket av steinbruddsavrenning. Vannet var periodevis sterkt turbid av steinstøv. Torpevannet klarnet opp nokså mye midtsommers, mens Mørjetjern og Bålsrudtjern var turbide mer eller mindre hele året. I alle disse tre innsjøene var det et betydelig steinslag (lysegrått sediment) på toppen av bunnslammet i innsjøene. Til tross for at dette overflatesedimentlaget i hovedsak var uorganisk, var det rimelig bra med bunndyr i det. I Mørjetjern og Bålsrudtjern var imidlertid diversiteten lav, og biomassen mindre enn man ville hatt i en tilsvarende innsjø med samme trofinivå. Søndre Paulertjern var noe påvirket av turbiditet i vannmassene, men ikke så mye at det var merkbart i sedimentet. Nordre Paulertjern og Buadammen var i dag upåvirket av steinbruddsavrenning.

Det var mest alger i Bålsrudtjern og Mørjetjernet. Disse hadde også de høyeste konsentrasjoner av næringssalter. Referansevannet Nordre Paulertjern hadde minst alger. I de små vannene var det god samvariasjon mellom algemengde og steinbruddspåvirkning målt som turbiditet, og man kunne få det inntrykk at steinbruddsavrenningen forårsaker økt algevekst (eutrofiering). Algevekstforsøk viste imidlertid at den turbide steinbruddsavrenningen var lite biotilgjengelig, se senere avsnitt i sammendraget. Et moment som også taler mot at steinbruddsslammet fører til eutrofiering er at i Vestmunnvannet, det vestre bassenget i Hallevannet, som ikke er påvirket av steinbruddsavrenning eller av annen menneskelig aktivitet, også hadde høye algemengder. Alle disse lokalitetene har høyt innhold av humus (brunt vann). Det har kommet en nyinnvandret algeart, *Gonyostomum semen*, til området som kan utnytte humus til sin vekst. I alle innsjøer der man hadde høye algemengder, var det denne algen som utgjorde det aller mest av biomassen. Men, larvikitt er relativt rikt på fosfor (apatittholdig), og det fine materialet holder seg lenge i suspensjon i vannmassene, og det vil selvsagt kunne vokse en del alger på det. Men sammenliknet med erosjonsavrenning fra gjødslede jorder er det ubetydelig med tanke på å forårsake problemskapende eutrofiering.

Buadammen er ikke nevneverdig påvirket av steinbruddsavrenning. Sedimentet ser helt normalt ut. Innsjøen er imidlertid sterkt påvirket av eutrofiering og er i ferd med å gro helt igjen med vannplanter. Periodevis dannes det store flak av grønske i overflaten, noe som synes å komme fra ekstern næringssalttilrenning. Stikkprøver indikerte høye næringssaltkonsentrasjoner i innløpsbekken. Kilder til næringssalttilrenning bør undersøkes. Kloakkslamdeponering på gamle steinbruddsutfyllinger er en mulig kilde.

0.2.2 Hallevannet

Gradientstudier av turbiditet på ca 30 stasjoner i Hallevannet viste at denne innsjøen i det store og det hele er upåvirket av steinbruddsaktiviteten. Kun i den trange og grunne Eikedalsbukta kunne man

registrere vann med økt turbiditet. Ut for Kryssgårdssætra var det ingen påvirkning, og i Messingvika, ut for Saga Pearls to utslipp, kunne man bare registrere svakt økt turbiditet 20-30 m utfor det østre bekkutløpet. Visuelt sett var sedimentene normale både i konsistens og farge, og skilte seg lite fra referansebukta.

Ved innerste stasjon ut for utslippene i Messingvika i Hallevannet, ble det tatt sedimentprøver for analyse av olje og PCB. Det ble funnet lave konsentrasjoner av olje, men ikke noe PCB. Det er ikke undersøkt hva slags olje dette er, men konsentrasjonene er lave og uten nevneverdig økologisk virkning.

Hallevannet hadde mest alger i de øvre fjordarmer og minst lengst syd. Dette har sammenheng med at nærings saltene brukes opp på vannets vei gjennom den lange og ”kronglete” innsjøen, og døde alger sedimenterer og tar med seg næringsstoffene til bunns. Det er den midtre og søndre delen av innsjøen som mottar avrenning fra steinbrudd, og her var det altså minst alger. Dette vitner om at steinbruddsavrenningen ikke utgjør noe eutrofiprobler for Hallevannet. Den nordvestre delen av innsjøen (Vestmunnvannet) hadde store algemengder i august begge år, noe som var forårsaket av en spesiell alge-art, *Gonyostomum semen*. Dette er en nyinnvandret art som kan utnytte ortofosfat dannet ved humusvannets oksygenforbruk i dypvannet. Algen går ned i dypet på nattetid og henter biotilgjengelig P og vandrer opp og benytter dette til fotosyntese på dagtid. Vestmunnvannet er ikke påvirket av steinbruddsavrenning eller annen menneskelig aktivitet, men er kraftig humuspåvirket.

0.3 Bekkeresipienter

0.3.1 Partikler og vannkjemi i bekkene

Det ble funnet en god lineær sammenheng mellom vannets innhold av partikulært materiale og vannets turbiditet målt som FNU, og turbiditet ble derfor benyttet som ”påvirkningsbeskrivende parameter”. Det er ikke bare steinbruddsaktivitet som danner turbiditet i bekker. Av andre kilder er erosjon fra jordbruksarealer viktigst. Jordbruksbekker i Vestfold får sjelden høyere turbiditet enn 100-200 FNU, mens steinbruddspåvirkede bekker kan ha langt høyere turbiditet. De små bekkene rett nedstrøms bruddene var mest påvirket. Her ble det registrert enkeltmålinger på over 20000 FNU. Disse målepunktene var tatt inne på regulert område, slik at bekkene her er å regne som utslipp. Først utenfor regulert område er bekkene å regne som resipienter som det knytter seg allmenn interesse til.

Istreelva fikk et betydelig påslag av turbiditet i området der steinbruddsavrenningen kommer inn i elva. Nedstrøms nederste utslipp (Haslebekken) var den gjennomsnittlige turbiditet 47 FNU. Ved nederste stasjon før samløpet med Marumbekken var midlere turbiditet gått noe ned til 41 FNU. Ovenfor øverste utslipp (fra Håkestad og Stålåkerbruddene) var midlere turbiditet i Istreelva 14 FNU. Marumbekken som var referanse for Istreelva, hadde midlere turbiditet på 20 FNU. Tilsvarende forskjeller fremkommer ved bruk av median turbiditet som beskrivende parameter for den midlere situasjon. De mest påvirkede bekkeresipientene i Tjøllingområdet var Klåstadbekken, Håkestadbekken og Haslebekken, med midlere turbiditet på hhv. 1900, 188, og 141 FNU.

I Tveidalsområdet var Askedalsbekken (innløp Bålsrudtjern), Mørjebekken og Tveidalsbekken de mest påvirkede bekkeresipientene. I Tveidalsbekken var midlere turbiditet øverst (Tveidalsbekk ref), Tveidalbekk nedstr utløp Bjørndalen, og Tveidalsbekk nedre, hhv 3.3, 288 og 90 FNU. Innløp Bålsrudtjern (Askedalsbekken) hadde 105 FNU i snitt, og Mørjebekken 89 FNU som middelverdi. Alle fire referansebekkene i Tveidalen området var svært klare med midlere turbiditet mellom 1 og 2 FNU, og det er ingen tvil om at turbiditeten i bekkene her stammer fra steinbruddsvirksomheten. Mange av de minste bekkene det er målt på i dette området, er for utslipp å regne.

I Malerødområdet hadde bekkene langt mindre turbiditet enn i de to andre områdene. Vardåsbekken var mest turbid og hadde midlere turbiditet på 44 FNU. Malerøbekken ved E18 (Innløp Søndre Paulertjern) hadde midlere turbiditet på 7.5 FNU, mens Eikedalsbekken hadde midlere turbiditet på 4.7 FNU. Forholdene i Malerød-/Eikedalsvassdraget har bedret seg betydelig etter at man i gjorde tiltak med terrenginfiltrasjon og sedimentasjon i Malerødbruddene.

Fosfor samvarierte med turbiditeten, noe som indikerer at fosforet er knyttet til partiklene, og det ble kun funnet lave verdier av ortofosfat (løst reaktivt fosfor) i avrenningsvannet. Larvikitt inneholder ikke nitrogen. I tråd med dette ble det ikke funnet noen sammenheng med nitrogenkonsentrasjon og turbiditet i bekkene i Tjøllingområdet og i Malerødområdet. I Tjøllingområdet var nitrogenkonsentrasjonen knyttet først og fremst til jordbrukspåvirkning. F.eks. hadde Istreelva høyest nitrogenkonsentrasjon oppstrøms steinbruddspåvirkningen, midlere Tot-N konsentrasjon på 6.5 mgN/l. I Tveildalenområdet ble det derimot funnet signifikant mer nitrogen i de steinbruddpåvirkede bekkene enn i de andre. Hva denne forskjellen skyldes er ikke undersøkt, men det kan tenkes at utette sanitæranlegg eller avrenning fra sprengsteinmasser, kan være to årsaker.

Avrenningen inneholder mye aluminium. Dette er total aluminium knyttet til bergartens partikler. Det ble ikke funnet skadelige konsentrasjoner av den giftige reaktive formen for aluminium, ofte kalt "labilt aluminium". Labilt aluminium oppstår særlig i sur avrenning, og i den nøytrale (svakt basiske) avrenningen fra steinbrudd vil ikke dette bli noe problem i fremtiden. Avrenningen hadde en nøytraliserende virkning på sure bekker. Det var imidlertid bare i Malerødområdet at vi fant sure bekker, og da kun svakt sure. Ellers hadde de fleste bekkene pH rundt 7.

De fleste bekkene var betydelig humuspåvirket (hadde brunt vann), noe som skyldes naturlige kilder som myr og skog og har ikke noe med steinbrudd å gjøre.

0.3.2 Bunnfauna i bekkene

Bunndyrundersøkelsen viste det generelle bildet at de påvirkede bekkene fikk nedsatt bunndyranstal, samt at organismer som lever av å filtrere partikler fra vannet, ble sterk redusert eller fraværende (knottelarver og nettspinnende vårfluelarver). De sterkt påvirkede bekkene fikk også redusert biodiversitet. Følgende bekker hadde tydelig partikkel påvirket bunnfauna: Haslebekken, Håkestadbekken, Askedalsbekken (innløp Bålsrudtjern), og Mørjebekken. Disse bekkene hadde også nedsatt biodiversitet. I større bekker som Istreelva og Mørjetjernbekken (innløpet til Mørjefjorden) kunne man ikke se noen effekter på bunnfaunaen som skyldes steinbruddsavrenning. I Malerød-Eikedalsbekken var det kun små effekter. Referansebekken til disse, Tildrebekken, hadde ikke forsurningsfølsomme arter som døgnfluer av slekten *Baetis*, mens det hadde Eikedalsbekken. Dette indikerer at steinbruddsavrenningen har en nøytraliserende effekt og at en moderat påvirkning kan være gunstig for sure bekker.

0.3.3 Begroing i bekkene

De mest påvirkede bekkene hadde også nedsatt mengde og diversitet av begroingsalger, trolig en følge av lite lys og tilslamming. En del av bekkene hadde forekomst av bakterien *Spaerotilus*, noe som indikerer utslipp av urensset kloakk, eller husdyrmøkk. Referansebekken i Tjøllingområdet (Marumsbekken) hadde tildels mye begroing og vitnet om påvirkning av lettligjengelige næringssalter, som f.eks. fra kloakk eller landbruksavrenning.

0.3.4 Fisk i bekkene

Det er gjennomført fiskeundersøkelser i 2007 og 2008 i totalt 14 bekkeløp. I områdene Malerød/Tveidalen inngår Malerøbekken, Eikedalsbekken, Tveidalsbekken, Barkvikbekken (også kalt Torpevannsbekken), Askedalsbekken, Buadambekken, og Mørjerødbekken m/sidebekker. I

Tjøllingområdet inngår Holkekilbekken, Haslebekken, Virikbekken (Marumbekken), Istreelva, Vittersebekken og Håkestadbekken som alle er deler av Istrelva-systemet (Hemsvassdraget). Buadambekken og Askedalsbekken i Tveidalsområdet, samt Holkekilbekken og Klåstadbekken (inngikk ikke i undersøkelsen) i Tjølling er ikke ørretførende, enten på grunn av vandringshinder eller at det naturlig ikke finnes ørret i systemet. Undersøkelsene har omfattet bonitering og fiskeundersøkelser på gyte- og oppvekstområder for ørret med fokus på registrering av tetthet og sammensetning, samt registrering av gytefisk.

I alle de ørretførende bekkene ble det funnet ørretunger, for det meste årsyngel og ettåringer. Bortsett fra et par lokaliteter, var det ingen entydige negative effekter på ørretbestandene som kan knyttes direkte til partikkelpåvirkningen fra larvikitt-bruddene.

Tettheten og sammensetningen av fisk i de ulike bekkene og på de ulike stasjonene varierte, noe som er naturlig ut fra kvalitetsforskjeller på gyte- og oppvekstforhold mellom bekkene og fiskestasjonene. Det vil også være årlige variasjoner i fisketetthet og sammensetning innen hvert system, avhengig av gytesuksessen forrige høst, klimatiske variasjoner, antropogene påvirkninger i bekkesystemet etc. Med unntak av Tveidalsbekken (2008), var det ingen stasjoner som pekte seg ut med svært lave eller høye tettheter av ørretunger. Tetthetene på de fleste undersøkte lokalitetene varierte innenfor det som kan betraktes som normalt for mindre ørretførende bekkesystemer i Vestfold, selv om antallet fisk på noen lokaliteter lå på et nivå som kan betegnes som lavt sammenlignet med andre tilsvarende upåvirkede bekker. Men, dette kan være et utslag av naturlige forskjeller mellom bekkestasjonene, og ikke nødvendigvis forurensing.

Det var ingen klare tegn på akutt eller stor dødelighet hos rogn eller årsyngel i noen bekker, bortsett fra i øvre del av Tveidalsbekken (2008) rett nedenfor der utslippene fra Bjørndalen kommer ned. På denne lokaliteten var tettheten i 2008 svært lav, og årsyngel av ørret var helt fraværende. Størrelsen på årsyngel og ettåringer fanget lenger ned i Tveidalsbekken var også klart lavere enn i andre bekker som ble undersøkt. Resultatene indikerer en effekt av slampåvirkning.

Det ble ikke registrert fisk i Haslebekken (Tjølling) selv om denne potensielt kan produsere fisk. Dette kan være et resultat av kraftig slampåvirkning og/eller mulig vandringshinder (ved lav vannføring) ved utløpet til Istreelva.

Bunndyrsamfunnet i de fleste slampåvirkede bekkene viste klare negative tegn på slampåvirkning både med hensyn på tetthet og sammensetning. Normalt gir dette seg utslag i nedsatt produksjon (vekst og overlevelse) hos ørretunger. Det er derfor en mulighet for at antall ørretunger i de slampåvirkede bekkene som ble undersøkt kunne vært høyere dersom de hadde vært upåvirket av partikler fra bergverksindustrien.

0.4 Fjordresipienter

0.4.1 Viksfjorden

Viksfjorden som helhet er lite påvirket av steinbruddsavrenning. Innerste (nordre) del av Varildfjorden er i perioder betydelig påvirket av turbid vann fra Klåstadbekken. Sedimentet i denne delen av fjorden har den karakteristiske lyse fargen som er typisk for steinbruddslammet, og innholdet av organisk karbon var betydelig mindre enn på referanselokaliteten. Det var imidlertid ikke mulig å se noen negative effekter på bunnfaunaen i den delen av fjorden som var påvirket av utslippet. Bunnfaunaen var nokså lik den man fant på referanselokaliteten. Viksfjorden er sterkt påvirket av eutrofiering, noe som er forårsaket fra jordbruk og sanitærvløp, og i liten grad fra steinbruddsaktiviteten. I perioder med mye nedbør kommer det inn turbid vann fra flere jordbruksbekker, som f.eks fra Nygårdsbekken og Bjønnesbekken, som gir Viksfjorden et grumsete preg langt utenfor der hvor Klåstadutslippene gjør

seg gjeldende. Disse bekkene bringer imidlertid turbiditeten i de bekkenære området i fjorden opp i bare 60-70 FNU, mens i det bekkenære området utfor Klåstadbekken i Varildfjorden kom turbiditeten oppi 200 FNU.

0.4.2 Mørjefjorden

Mørjefjorden er betydelig påvirket av steinbruddsavrenning visuelt, både innerst i fjorden ved Mørjetjernbekkens utløp (Sildevika), og ut for Kastet litt lenger ut. Det partikulære materialet ligger imidlertid helt i overflaten. Dette kommer av at den trange fjorden har stor ferskvannstilførsel, og at meste parten av steinbruddsavrenningen kommer med denne. Bunnfaunaen ut for Kastet var nokså normal, og man kunne ikke se noen negative effekter fra steinbruddsavrenningen. Det ble ikke funnet noe steinbruddspreget lyst sjikt i bunnslammet, slik man kunne se innerst i Viksfjorden og i de mest påvirkede småvannene. Periodene med tilgrusning kommer gjerne i forsten av regnværperioder, og er normalt kortvarige. Når partikkelavrenningen fra de forurensede bekkene stoppet, klarnet fjorden raskt opp igjen. Den økologiske betydningen er trolig liten også for andre elementer enn bunndyr.

0.5 Spesialstudier

0.5.1 Avrenning fra nedlagte brudd

Avrenning av turbid vann avtok raskt etter at bruddene er nedlagt. Allerede etter ett år var turbiditeten mindre enn 10 FNU. Etter fem år er konsentrasjonen av forurensede stoffer på nivå med upåvirkede referansebekker. Det er ikke undersøkt eventuell avrenning av miljøgifter fra nedlagte brudd.

0.5.2 Biotilgjengelighet av fosfor i turbid steinbruddsavrenningsvann

Algetilgjengeligheten av fosforet i steinbruddsavrenningen ble ved algevekstforsøk vist å være lav, omtrent samme tilgjengelighet som turbid vann fra isbreer. Sammenliknet med turbid avrenning fra landbruksarealer, var bio-tilgjengeligheten av fosforet i steinbruddsavrenningen i størrelsesorden 1/5 av denne eller mindre.

0.6 Tiltak

Tiltak er egentlig ikke med i resipientdelen av Samlet plan for utslipp fra steinindustrien, men det har allikevel vært syslet en del med dette temaet, nærmest som forberedelse til fase 2. Man skulle ved hjelp av resipientstudiene finne ut hvor stort behovet er for tiltak, samt hva slags tiltak som kan være aktuelle. Svak til moderat påvirkning fra steinbruddsavrenning synes ikke å være skadelig for resipientene, men ved sterk påvirkning er det registrert skade på bunnfauna, begroing og fisk. Under slike forhold vil det være behov for tiltak. Tiltakene vil kunne være av ulik art ved de ulike bruddene avhengig av naturgitte forhold. Følgende alternativer bør vurderes:

- Fortynning. Hvis det er mulig få ledet utslippet direkte ut i en stor resipient der det ikke vil gjøre noen skade.
- Sedimentasjon i gamle bruddområder. Lede vannet ut i dype bruddområder som ikke lenger er i drift. Dette gjøres allerede i dag ved mange brudd.
- Sildenot katalysert sedimentering. Utsetting av tett-i-tett med sildenot har vist seg å påskynde sedimentasjon av finmateriale som oppslemmet leire, uten å sette til kjemikalier. Dette bør prøves ut på steinslam.
- Terrenginfiltrasjon. Man har observert at der avrenningen ikke går til et distinkt bekkedrag gjennom bruddområdet, men hvor avrenningen fordeles på tvers av kotene i terrenget, kommer det ikke noe turbid vann ut av bruddområdet. Det infiltreres av terrenget. Dette er tilfellet ved bruddet Monzonite AS.

- Kombinasjon av infiltrasjon i egne masser, terrenginfiltrasjon og sedimentasjon. Dette har man satt i system i Malerødbruddet og fått redusert avrenningen ned mot Paulertjernene og Eikedalsbekken til uproblematisk mengde.
- Felling med fellingskjemikalier. Dette er fullt ut mulig. Bruk av kitosan (rekeskallprodukt) synes mest lovende, da det er det som egner seg best ved avrenning fra tunneldriving. I områder hvor ikke annet er mulig, kan dette være et alternativ å gå videre med. Da materialet i avrenningen likner nokså mye på breslam, som er et naturlig produkt og som jo har bygget opp jorda i Norge, er man mest interessert i å benytte naturbaserte metoder som sedimentasjon og terrenginfiltrasjon framfor å tilsette kjemikalier. Dvs man vil se hvor langt man kan komme ved de naturbaserte metodene før man vurderer eventuell kjemisk rensing.

1. Innledning

Larvikittbruddene i Tjølling og Brunlanes (Larvik kommune) har etterhvert fått et stort omfang. De omfatter store arealer, og har begynt å gi vannresipienter et betydelig turbid preg. Både lokalbefolkning, hytteturister og campinggjester har begynt å reagere på det grå vannet som i perioder setter sitt preg på bekker, elver, enkelte innsjøer, og deler av fjorder. Forurensningsmyndighetene er også bekymret for hva disse utslippene betyr.

Alle parter, både de næringsdrivende, kommunen og Fylkesmannen ønsker at Larvikittindustrien skal kunne fortsette i mange år fremover, da det er en viktig virksomhet i Søndre Vestfold. Etter at de mange enkeltbruddene har organisert seg i en egen bransjeforening, Larvikittprodusentenes forening (LPF), ønsker de å få en samlet vurdering av betydning av utslippene for vannresipientene, av behov for tiltak, og for utvikling og iverksetting av tiltak. Planen er kalt Samlet Plan for håndtering av avrenning fra Larvikittbruddene. Fase 1 består i å kartlegge utslippenes virkning i de ulike resipienter, betydning for vannkvalitet og for ulike sider av økosystemene som påvirkes, karakterisering av det partikulære materialet, osv. Fase 1 har ikke befattet seg mye med tiltak, annet enn at beskrivelse av alvorligheten av påvirkningen også vil gi informasjon om behovet for tiltak, samt at studiene har kastet viktig lys over mulighetene, og begrensningene, for bruk av sedimentasjon og infiltrasjon. Fase 2 er tenkt skal dreie seg om tiltak. Fase 1 skal fremskaffe den nødvendige bakgrunn for valg av de rette tiltaksløsninger ved de ulike brudd.

NIVAs arbeid har bestått i:

1. Rutinemessig undersøkelse av turbiditet i ca 60 utvalgte prøvetakingsstasjoner, omfattende utslipp, bekker, og elver hver 14 dag gjennom 2 år. Fire ganger i året er disse stasjonene også undersøkt for andre kjemiske stoffer.
2. Undersøkelse av sammenhengen mellom partikulært materiale og turbiditet.
3. Undersøkelse av bunndyr i bekkeresipientene, artssammensetning, mengde, biodiversitetsindekser, samt vurdering av påvirkning.
4. Undersøkelse av begroing i bekkeresipientene, artsammensetning, vurdering av påvirkning
5. Undersøkelse av fisk i bekkeresipientene, beregning av tetthet, vurdering av gyteforhold og oppvekstforhold for sjøørret og stedegen ørret.
6. Undersøkelse av turbiditet, vannkjemi, sediment, planteplanktonalger og bunndyr i de små innsjøresipientene, Bålsrudtjern, Torpevannet, Mørjetjern, Buadammen, Nordre og Søndre Paulertjern.
7. Detaljerte studier av utslippsområdene i Hallevannet, med gradient studier fra utslippet og utover. Alle innsjøens hovedbassenger er undersøkt, både med turbiditet, vannkjemi, og algemengde, også området rundt vannverkets inntak. I Messingvika ved Saga Pearls utslipp er det også gjort bunndyrsstudier og sammenliknet med en upåvirket nabobukt. Likeledes er sedimentene her visuelt vurdert, samt analysert for ”industrikjemikalier” som PCB og olje.
8. Undersøkelser i Viksfjorden. Hver sommer ved 4 anledninger er det foretatt gradientstudier av turbiditet fra utslippene innerst i Varildfjorden og utover. Samme undersøkelse er gjort langs en upåvirket referansegradient. Langs de samme gradienter er sedimentet visuelt vurdert, samt at det er analysert organisk karbon og bunndyrprøver langs de to gradienter. Undersøkelsene har også omfattet turbiditetstokt over større områder i Viksfjorden under regnværperioder.
9. I Mørjefjorden er det gjort gradientstudier fra Mørjetjernbakkens utløp innerst i fjorden og utover, samt utenfor Kastet sammenholdt med referansegradient.
10. Det er gjort undersøkelser av avrenning fra avsluttede brudd med ulikt antall år etter avslutning av driften.

11. Det er gjort algevekstforsøk med turbid avrenningsvann fra et utvalg av larvikittbruddene for å karakterisere biotilgjengeligheten av fosfor.
12. NIVA har også bistått i arbeidet med tiltak, vurdering av hva som vil kunne virke, samt laget enkle skisser til utprøving etc. Som nevnt har dette vært en liten oppgave i fase 1.
13. Det er laget en Microsoft Accessdatabase for de fysiske kjemiske måledata, samt et utkast til en AquaMonitor database, hvor man kan søke opp dataene fra karter lagt ut på Web.
14. Primærdataene er ellers plassert i en egen datarapport, mens hva som er gjort og hva som er funnet ut presenteres i en tekstdel (den foreliggende rapport).

Vassdragene i området er i varierende grad partikkelpåvirket fra naturens side. F.eks. er bekkene i Tjølling alle jordbruksbekker, som er naturlig partikkelpåvirkede, mens bekkene i Malerødområdet er klare humuspåvirkede skogsbekker fra naturens side. Bekkene i Tveidalsområdet er også for det meste klarvannsbekker fra naturens side, selv om det der er noen som har en viss naturlig partikkelpåvirkning. Derfor finnes det lite klare normer for påvirkning av partikler i små bekker. Resultatene for turbiditeter er derfor i denne rapporten i første rekke vurdert i forhold til om de gjør skade på vannbiologien i vannforekomsten, forskjeller mellom referanselokaliteter og de påvirkede lokaliteter, samt forskjeller mellom oppstrøms- og nedstrømsstasjoner.

SFTs normer og normene som nå utvikles i vanndirektivet, er laget for elver, og ikke små bekker, slik at disse kan være vanskelig å benytte direkte, uten å kunne komme i skade for å feilbedømme situasjonen. Mht fisk har vi benyttet i noen grad den europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC sine normer.

2. Steinbrudd og kilder til forurensning

Det er mange prosesser som gir opphav til turbid avrenningsvann fra steinbruddsdriften i Larvikittbruddene. Noen av prosessene er gitt i nedenstående liste, og noe av dette er illustrert ved bildeserien på neste side, **Figur 1**.

1. Saging med diamantsager. Dette er nå den vanligste metoden å ta ut uskadde steinblokker på. Man borer gjerne 10 m inn fra to sider, trer igjennom en wire som er forsynt med diamanter. Denne spennes opp med en sagemaskin som trekker wiren gjennom hullet. Diamantene skurer mot fjellet og skjærer en skår på ca 1 cm. Under skjæringen tilsettes vann for dels å kjøle, og dels å fjerne slam fra hullet. Når det er skåret en typisk flate på 100m² utgjør det som er fjernet i skåren, ca 1 m³ med kompakt fjell. Regnes egenvekten på ca 2.8, er det altså dannet 2.8 tonn steinsslam ved denne sagingen, **Figur 1**, panel 1-4.
2. Splitting av steinblokkene skjer ved boring og bruk av kilder. Boringen danner også en god del steinmel av ulik kornstørrelse, se **Figur 1**, panel 5-6.
3. Eroderbare flater. Steinbruddene utgjør etter hvert store arealer, bestående av brudd, fyllinger, veger, lager, mm., som er mer eller mindre nakne uten vegetasjon. Fra disse arealene vil regn og snøsmelting lett vaske med seg partikler, se **Figur 1**, panel 6-10.
4. Trafikk. Det er stor trafikk inne på området, både av lastebiler, og maskiner. Hjullasterne er av store dimensjoner. De veger bortimot 50 tonn, og når de kjører rundt med blokker på 30-50 tonn, knuses det mye stein i bærelaget i vegene de kjører på.
5. Avrenning fra interne veger. Det er masse veger inne i bruddområdene. Disse er laget av egne masser, knust i egne pukkverk. Disse vegene eroderes for finpartikler under regnvær på lik linje med alle andre grusveger, se **Figur 1**, panel 10.
6. Avhenging av topografi, avstand til bekk, etc. finner partiklene vegen til vassdrag, se **Figur 1**, panel 11-12. For noen få brudd er topografien slik at det ikke dannes noe bekkedrag ut fra bruddområdet, og der har man heller ikke funnet noe økt turbiditet i vassdraget nedstrøms.

Isbreene våre gnur medtransporterte steiner mot det underliggende fjellet, og vannet i disse brevassdragene (se **Figur 2**) likner svært mye på vannet i larvikittbekkene. Diamantsaging består også i at stein gnus mot fjell. I jordbruksbekker eroderes gammel isbreskuremateriale ut i elver og bekker. Hvor skadelig er dette partikulære steinmaterialet fra larvikittproduksjonen? Er det mer skadelig enn naturlig erosjonsmateriale for vassdrag og fjorder? Det er bl.a. dette man skal finne ut i resipientundersøkelsen.



1. Sagerigg. Man borer 10m inn fra 2 sider



2. Man trer i diamant-wiren og sager en 100 m2 flate.



3. Når flaten er ferdigskåret er det dannet mye slamvann



4. Sagvannet samles i bunnen av bruddet, men må pumpes ut etter hvert



5. Blokkene splittes ved boring



6. Dette danner også genererer steinmel



7. Steinbruddene utgjør store arealer bestående av brudd, steinfyllinger



8. det er veger, og lager plasser som er fylt opp av egne masser



9. Oppfylte masser trafikkeres av maskiner på mer enn 50 tonn, noe som bidrar til knusing av mer stein



10. Ved regnvær eroderes det fra alle disse arealene, inkludert fra alle grusvegene



11. Det turbide vannet finner vegen til bekken



12. Det setter sitt preg på denne. Det er fine partikler omtrent som breslam som er vanskelig å sedimentere

Figur 1. Prosesser som gir opphav til turbid avrenning fra Steinbruddsdriften.



Elva Visa ved Spiterstulen i Jotunheimen. Turbiditet 200 FNU



Bekk fra Glitrebreen, ved Glitterheim i Jotunheimen. Turbiditet ca 1100 FNU



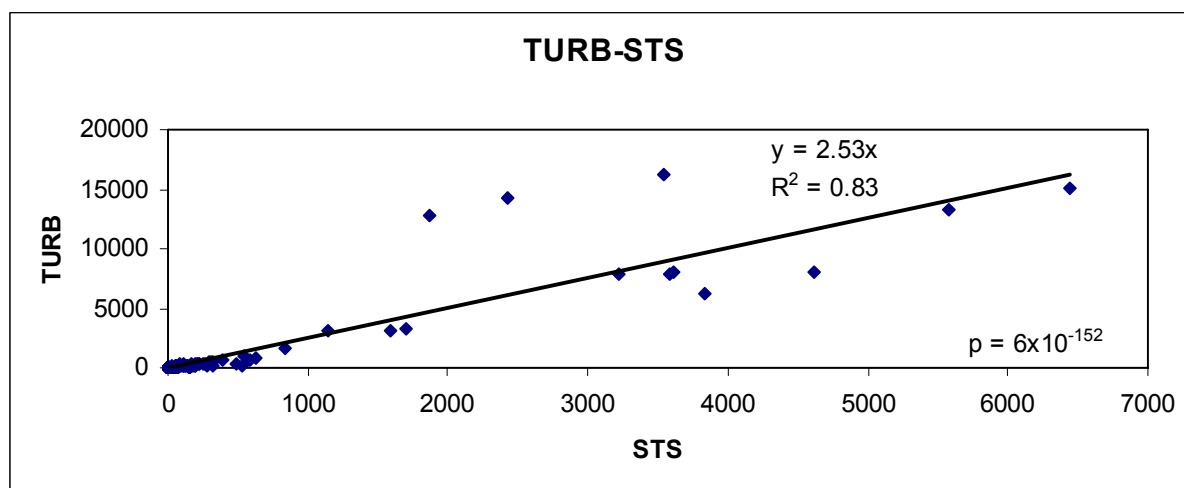
Marumbekken (Virikbekken) i vårflo. Referansebekk ved denne undersøkelsen. Turb 132 FNU.

Figur 2. Bekker med naturlig erosjonsmateriale (Foto Dag Berge)

3. Sammenhengen mellom turbiditet og partikler

Turbiditet er et mål på vannets grumsethet. Grumsethet dannes av partikler som er suspendert i vannet. Det er imidlertid mange slags partikler i vann, alt fra planteplankton og dyreplankton, humusfnokker, jorderosjonsprodukter av ulike typer, og partikler fra steinbruddene. Partiklene fra steinbruddene består også av flere typer. Man har slam fra diamantsaging, fra boring, avrenning fra alle grusvegene i området, og avrenning fra vegetasjonsavdekkede arealer. Flere av bekker er også belastet med erosjonspartikler fra jordbruksarealer. I bekkene som drenerer fra bruddene er det svært mange av disse partiklene til stede samtidig.

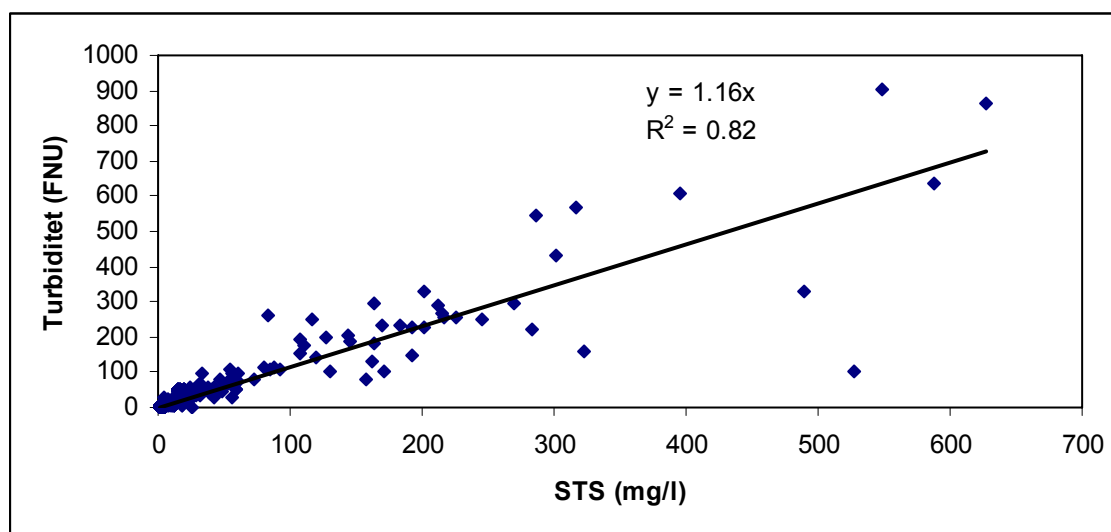
Turbiditet er en enkel og billig måte å indirekte overvåke partikkelavrenningen fra bruddene på. Egentlig er det partiklene som skaper resipientproblemer, men det er dyrt og arbeidskrevende å analysere partikkelinnholdet. Som et ledd i programmet ble derfor NIVA bedt om å analysere partikulært materiale og turbiditet i samme prøver 4 ganger i 2008 i alle resipientene unntatt de marine. I alt ble dette 400 tall par. Noen prøver er kraftig påvirket av steinslam (>15000 FNU, mens andre er lite påvirket < 2 FNU). **Figur 3** viser samvariasjonen mellom turbiditet og partikulært materiale i alle disse prøvene, gitt som lineær regresjon hvor skjæringspunktet settes lik null, dvs. ingen partikler gir ingen turbiditet. Sammenhengen er statistisk meget signifikant med $p \ll 0.05$.



Figur 3. Sammenheng mellom partikler i vannet (suspendert tørrstoff, mg/l) og turbiditet (FNU) i alle 397 prøvene.

En ser at en må multiplisere innhold av partikler med 2.5 for å få turbiditet. De fleste prøvene ligger nederst til venstre i figuren, med STS < 600 mg/l og turb < 3000 FNU. En ser at kurven mellom disse punktene vil ligge lavere, og altså nærmere 1:1 forhold mellom de to parameterne. Prinsippet for å måle turbiditet er egentlig basert på partiklenes evne til å spre lys. Partiklene fra steinbruddene er slepne mineralske partikler med mye blanke overflater. Disse sprer lyset mer effektivt enn organiske partikler som alger og humusfnokker. I prøvene med høyest turbiditet har man også høyest prosentandel av steinbruddsbidrag. Dvs. linjen trekkes mot turbiditet.

I **Figur 4** har vi tatt ut prøver med turb < 1000, og en ser at forholdet nærmer seg 1:1. Her må man multiplisere STS med litt mer enn 1.1 for å få turbiditeten. Denne sammenhengen er også statistisk signifikant med $p \ll 0.05$.



Figur 4. Sammenheng mellom turbiditet og partikulært materiale i prøver med turb < 1000 FNU.

Hvis man skal overvåke turbiditet og omregne til innhold av partikler bør man benytte 2 beregningsformler avhengig av om prøvene har turbiditet over eller under 1000 FNU.

Prøver over 1000 FNU: STS (mg/l) = 0.40xTurb

Prøver under 1000 FNU: STS (mg/l) = 0.86xTurb

4. Turbiditet og vannkvalitet i elver og bekker

4.1 Bekker og elver i Tjølling

Bruddene i Tjølling omfatter

1. Krukåsen
2. Håkestad
3. Stålake
4. Liafjellet
5. Blokkstein
6. Klåstad
7. Berganbruddet

De fem første samt halvparten av Klåstadbruddet drenerer til Istreelva og videre til Sandefjordsfjorden. Den søndre delen av Klåstadbruddet drenerer til Klåstadbekken som munner ut i Varildfjorden i Viksfjord. Berganbruddet drenerer til Holkekilbekken som renner ut i Viksfjorden (Kolladjupet).

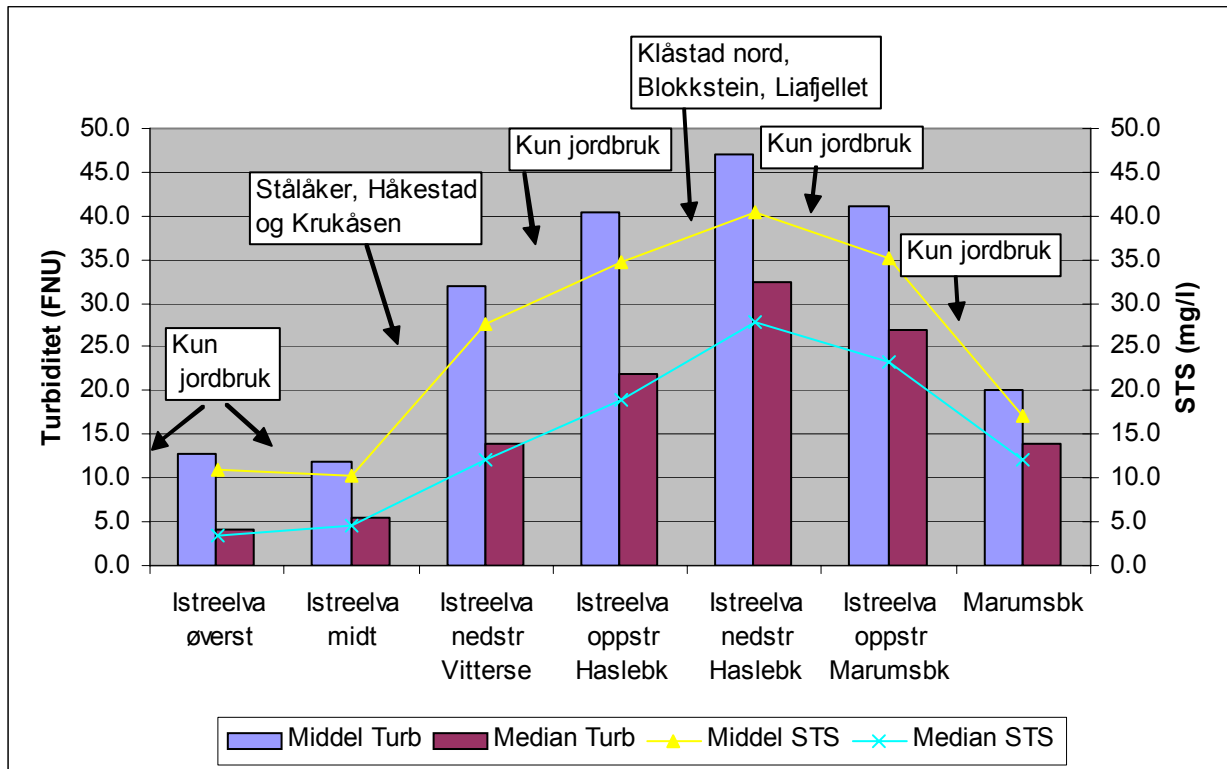
Bekkstasjonene i Tjølling er gitt i **Figur 5**. Bekkestasjonene er overvåket med rutinemessig prøvetaking hver 14. dag. Disse 14 dagers-prøvene er analysert på turbiditet. 4 ganger i året er det gjennomført et utvidet analyseprogram som inkluderer, pH, Kond, Farge, Tot-P, PO4-P, Tot-N, NO3, NH4.



Figur 5. Bekkstasjoner i Tjølling

Figur 6 viser midlere turbiditet og partikkelinnhold på ulike steder av Istreelva, samt at det er angitt hva som påvirker turbiditeten på de ulike strekningene. De 2 øverste stasjonene i Istreelva og Marumsbekken er bare påvirket av landbruksarealer, mens de øvrige stasjonene har tilskudd fra både landbruk og steinbrudd. Det synes nokså klart at steinbruddsavrenningen gir et signifikant tilskudd. Det er fremstilt både median og middelveier. Median gir den konsentrasjon hvor 50 % av prøvene ligger over, og 50 % under den angitte verdi. Siden prøvene er tatt med jevn frekvens hver 14. dag, er median den mest karakteristiske konsentrasjonen over året, dvs. den konsentrasjon man har størst sjanse for å finne hvis man besøker elva en tilfeldig gang. Middelveien trekkes opp av enkelte svært høye enkeltverdier, og vil derfor ofte ligge over medianen.

Skal man beregne transporten av partikler ut til fjorden er middelveien den mest interessante, mens hvis man skal se på de gjennomsnittlige forholdene er medianen mest interessant. Omregning til partikler kan gjøres etter formler gitt i kapittel 3.

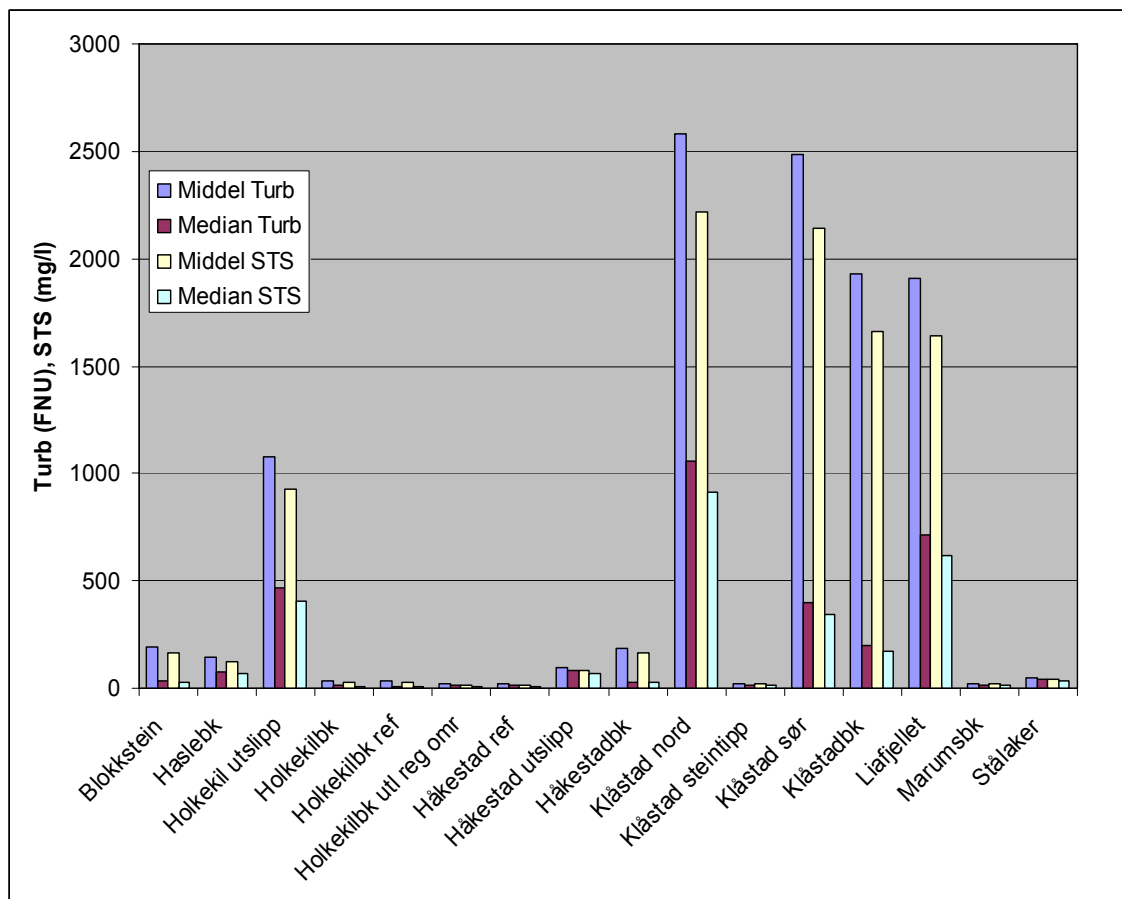


Figur 6. Turbiditet og partikler (suspendert tørrstoff STS) på forskjellige steder i Istreelva, samt angivelse av hvilke avrenninger det er som påvirker elva mellom de ulike stasjoner. Midlere verdier i perioden Des 2006-des 2008.

Den Europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC sier i sin veileder Water Quality Criteria for Freshwater Fish i Europeiske elver at det er ikke observert skader under STS på 25 mg/l. Samtidig sier de at det er vanskelig å opprettholde god fiskeproduksjon ved partikkelinnhold på mer enn 100 mg/l (se Alabaster & Lloyd 1980). Men disse normene er ikke utarbeidet for ørret. Ørret kan påvirkes negativt ved lavere turbiditeter. Fisk behandles i kapittel 9.

Ser man på primærbekkene, dvs de små bekkene som drenerer ut av bruddene, er turbiditeten mye høyere, se **Figur 7**. Det er klart at i disse bekkene vil det være vanskelig å opprettholde vanlig organismeliv.

Marumskbekken, Holkekilbk ref og Håkestad ref, er referansebekker. Marumskbekken (Virikbekken) er en stor bekk som er ørretførende, og som munner ut i Istreelva ved Hemskilen. Disse bekkene har lave konsentrasjoner. Klåstad nord, Klåstad sør, Liafjellet, Holkekil utslipp, Blokkstein, Håkestad utslipp, er å regne for rene utslipp. I tillegg til Marumskbekken er det observert fisk i Håkestadbekken.



Figur 7. Turbiditet og partikler (suspensert tørrstoff, STS) i primærresipientene, dvs småbekker som mottar utslippene.

Klåstadbekken er stor nok til å ha oppgang av sjørret, men den er avstengt fra Viksfjorden med en voll. Vannet pumpes gjennom vollen og ut i Viksfjorden. Dette er gjort av landbruket for å hindre høyvann og komme inn over jordene. Klåstadbekken er imidlertid så turbid at den neppe ville kunne være fiskeførende selv om den hadde hatt normal kontakt med fjorden. I perioder med mye avrenning, og hvor pumpene går ofte, blir den innerste delen av Varildfjorden i Viksfjorden grumsete, se **Figur 22**. Det meste av tiden har den ingen synlig effekt på Viksfjorden.

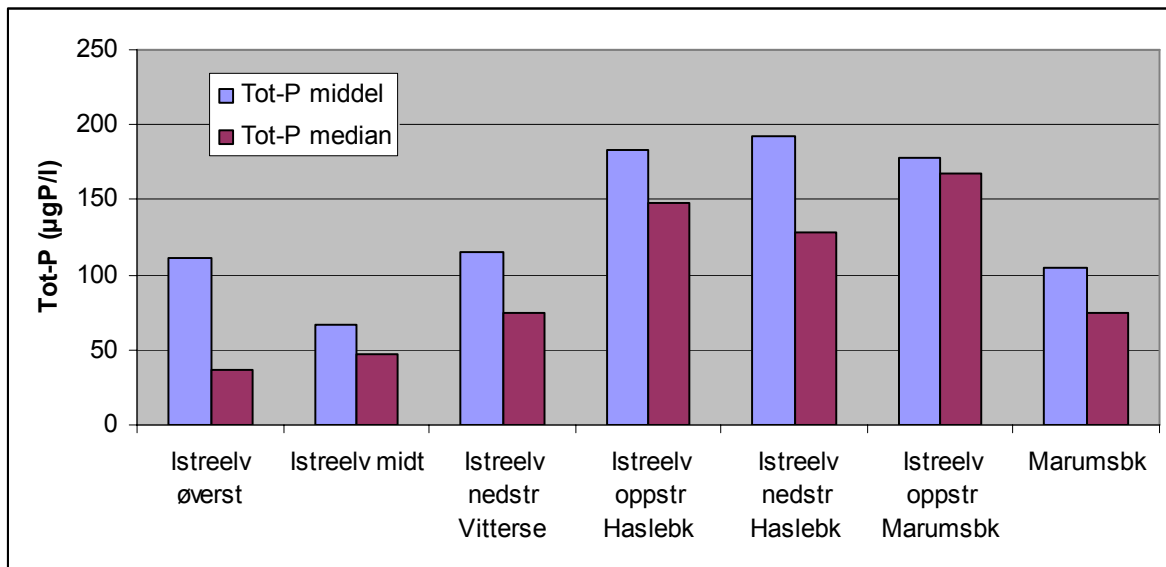
Utslippene fra Klåstad nord, noe fra Liafjellet, og Blokkstein samles i Haslebekken og utgjør det mest av vannføringen i dennes øvre del. Vannet er her meget grumsete. Målestasjonen i Haslebekken er nederst, rett før den renner ut Istreelva. Før den kommer hit har den rent gjennom et langt og flatt jordbruksområde hvor bekken er en kanalisert grøft full av mannasøtgrass og annen vegetasjon. Mye av det partikulære materiale sedimenterer på denne strekningen. Bekken tørker nærmest helt inn i tørre perioder. Bekken går i rør under veien, og på lav vannstand munner dette ut over vannflaten i Istreelva. For at Haslebekken skulle kunne føre ørret, må det gjøres tiltak både fra vegvesenet, jordbruket og de tre steinbruddene. Men som nevnt, periodevis mangel på vann gjør at det er tvilsomt om den vil kunne bli noen god ørretbekk, selv om de øvre delene har de morfologiske egenskaper som skal til.

Utslipet fra Berganbruddet går til Holkekilbekken. Denne er imidlertid svært liten og mye av materialet infiltreres i det diffuse bekkeløpet gjennom Holkekilmyra. Bekken munner ut i bukta innenfor Kolladjupet i Viksfjord. Den er for liten til å føre fisk, og avløpet har ingen effekt på Viksfjorden.

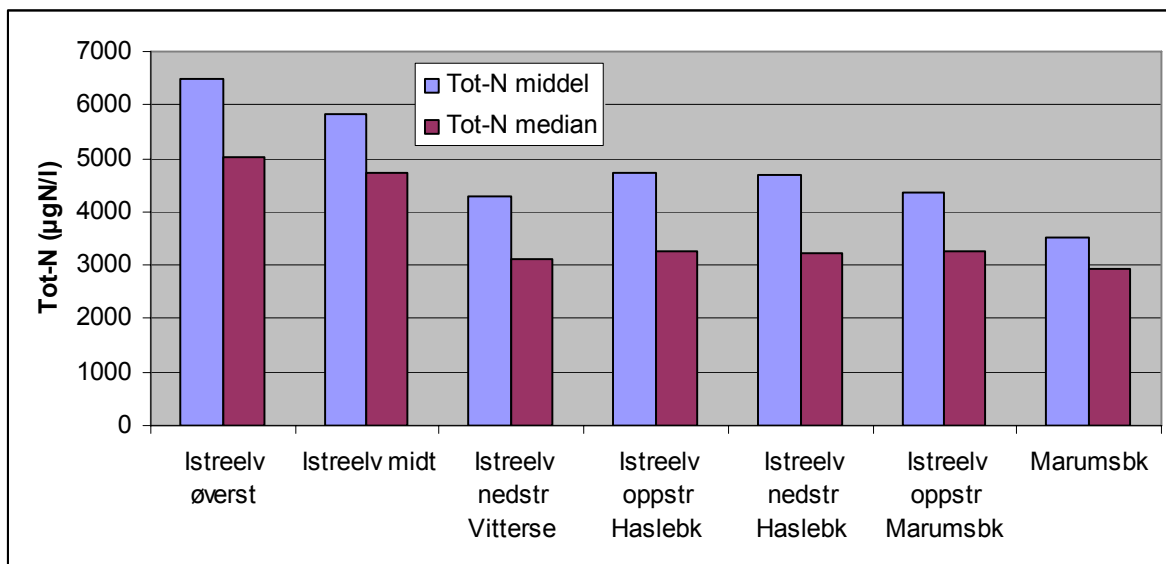
4.1.1 Næringsalter

Midlere konsentrasjoner av total fosfor og total nitrogen på ulike steder i Istreelva er gitt i **Figur 8** og **Figur 9**. For fosfor likner bildet mye på det man fikk for turbiditet og partikler med betydelig tilskudd i midtre deler av elva hvor avrenningen fra steinbruddene kommer inn. Dette er naturlig da steinslammet inneholder fosfor, noe som imidlertid er lite tilgjengelig for algevekst og ikke fører til eutrofieringsproblemer, se kapittel 13.

For nitrogen er bildet helt annerledes. De høyeste konsentrasjoner er øverst i vassdraget der det bare påvirkes av jordbruk, og spredt bosetning. Dette indikerer at steinbruddene ikke gir nevneverdig bidrag til nitrogeninnholdet i vassdraget.

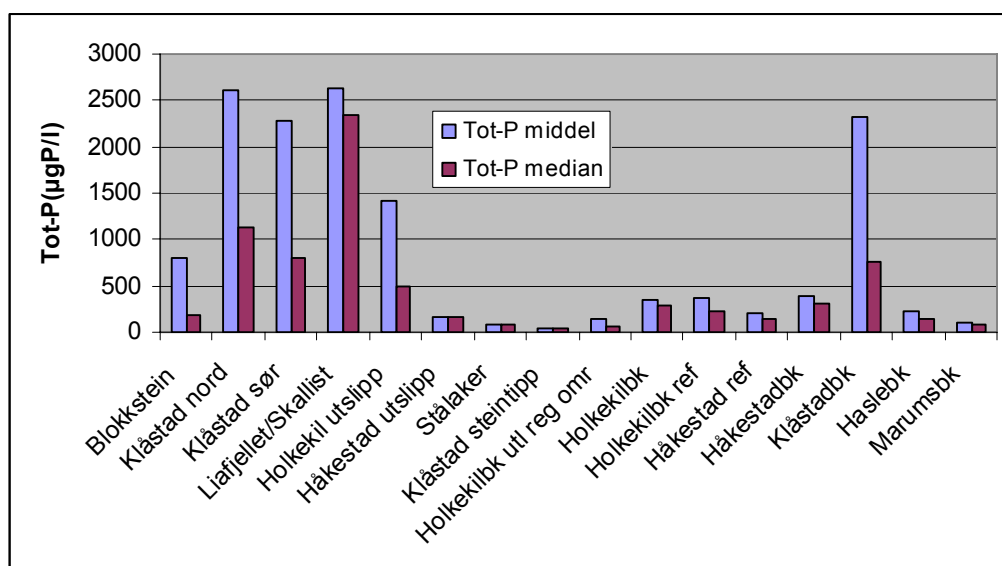


Figur 8. Midlere konsentrasjon av total fosfor ved ulike stasjoner i Istreelva i 2007-2008

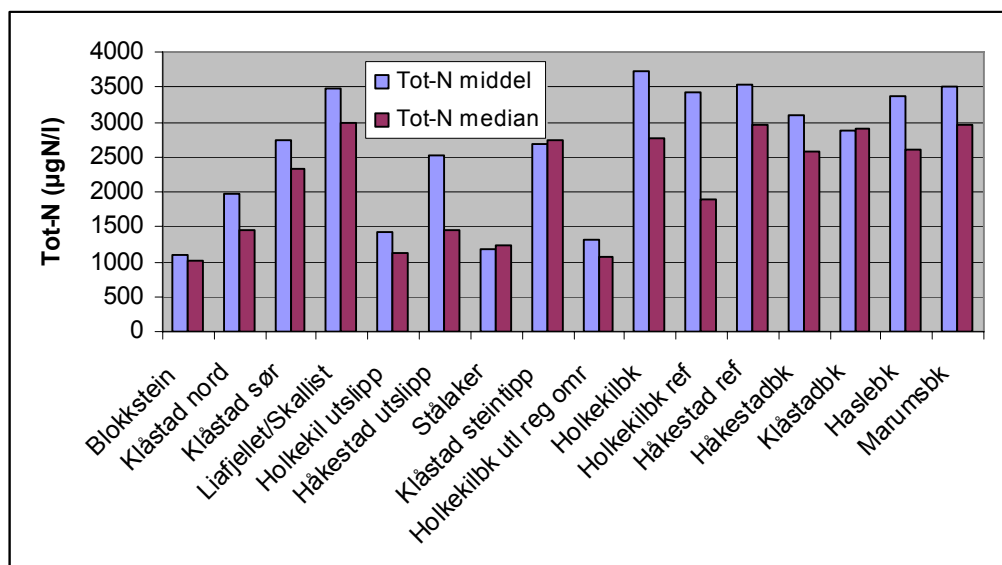


Figur 9. Midlere konsentrasjon av total nitrogen ved ulike stasjoner i Istreelva i 2007-2008

I **Figur 10** og **Figur 11** er det fremstilt midlere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i småbekkene som drenerer ut fra bruddene. De er sortert slik at til venstre i diagrammet står de som er nærmest for utslipp å regne, mens bekkene mot høyre blir mer påvirket av andre kilder enn steinbruddsvirksomhet. Tre av disse bekkene er referansebekker, dvs ikke påvirket av steinbrudd. En ser at for fosfor er de høyeste konsentrasjonene knyttet til utslippene, mens for nitrogen er det minst like høye konsentrasjoner i referanse bekkene. Det finnes ikke nitrogen i stein. Det er imidlertid mye nitrogen i sprengstoff, (dynamitt, ammoniumnitrat, mm). Dessuten er det servicebygg med sanitæranlegg ved alle bruddene. Disse skal enten være koplet til kommunalt nett, eller de drenerer til tett tankanlegg som følges opp av kommunen. Avskrapning av torvlaget oppå fjellet, deponering av dette, vil kunne føre til en viss avrenning av nitrogen som var bundet til biomasse og organisk jord i torvsjiktet. Særlig hvis det er myrmasse som dreneres eller kjøres vekk vil det kunne skje nitrogen avrenning. Dette skjer som følge av mineralisering av biologisk bundet nitrogen.



Figur 10. Midlere konsentrasjoner av fosfor i utslippsbekker og referansebekker ved Tjølling bruddene.



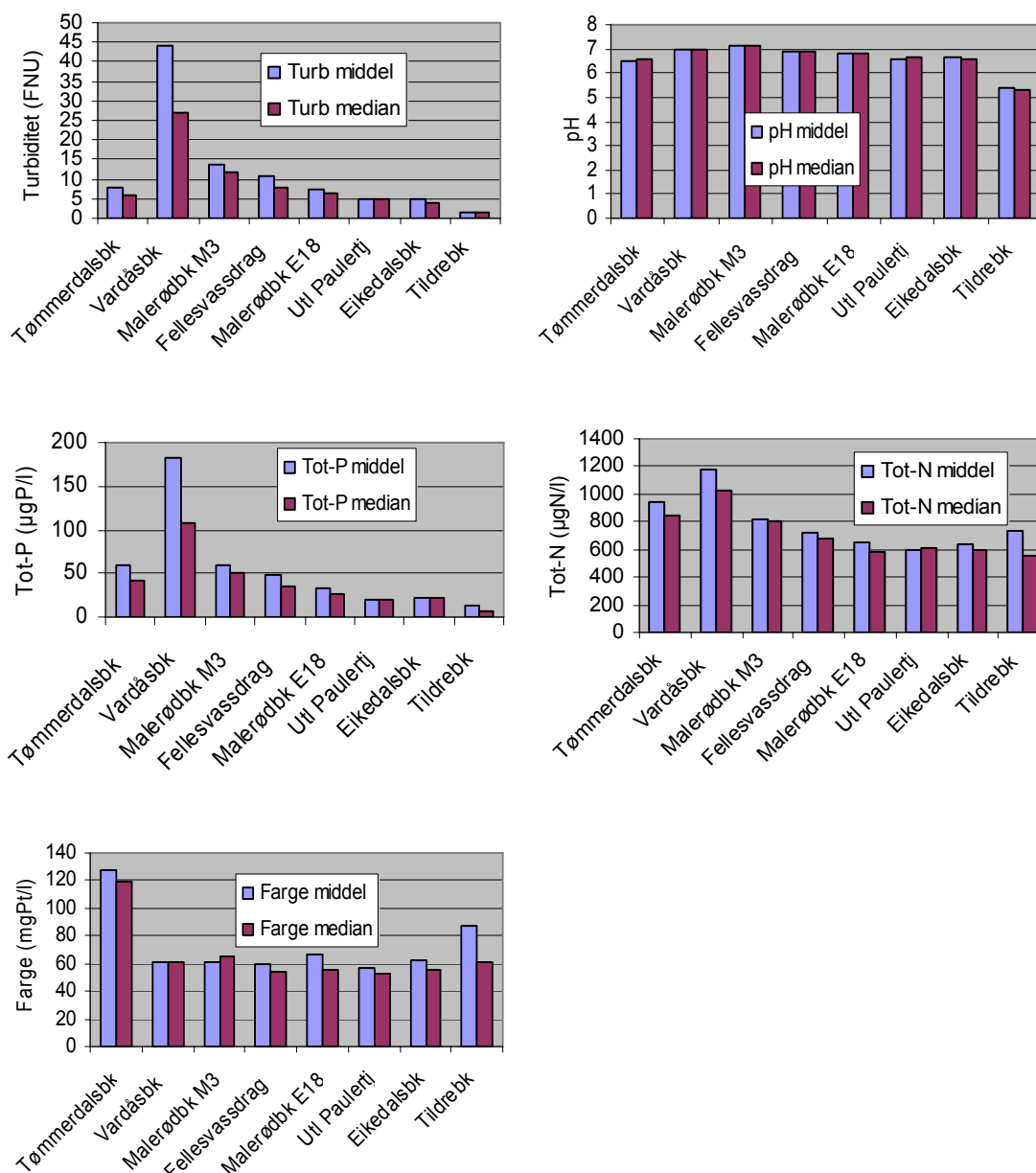
Figur 11. Midlere konsentrasjoner av nitrogen i utslippsbekker og referansebekker ved Tjølling bruddene.

4.1.2 Bekker i Malerød området

Figur 12 viser prøvetakingsstasjoner i bekker i Malerødområdet. Tildrebekken er upåvirket referansebekk. De andre bekkene er mer eller mindre påvirket. Resultatene er gitt i Figur 13.



Figur 12. Bekkestasjoner Malerødområdet



Figur 13. Fysisk kjemiske analyseresultater fra bekkene i Malerødområdet.

Det første man legger merke til her er at disse bekkene er langt mindre påvirket enn i Tjølling området. Med unntak av Vardåsbekken og Malerødbekken M3 har alle bekkene midlere turbiditet mindre enn 10 FNU. Bekkene drenerer skogsområder, og er i liten grad påvirket av jordbruk, slik tilfellet var i Tjølling. Det vil si at det stort sett er bare steinbruddsaktiviteten som bidrar til turbiditet i vannforekomstene. Hvis man ser på figurene over pH og turbiditet, så ser man at referansebekken, Tildrebekken, er sur med midlere pH på 5.3. Jo mer steinbruddspåvirket bekkene er, jo høyere er pH. Tildrebekken hadde ikke forekomst av indikator døgnfluer av slekten *Baetis*, mens i Eikedalsbekken, som Tildrebekken munner ut, hadde god forekomst av denne slekten, se kapittel 7.1. I dette forsuringspåvirkede området har en svak påvirkning fra steinstøv en positiv effekt. Det er jo nettopp steinmel man bruker til å kalle vassdrag, riktignok fra kalkstein og ikke fra Larvikitt. Men kalkingen bidrar også til kraftig turbiditet.

Bekkene er relativt humusrike, særlig Tømmerdalsbekken der fargen er omlag 120 mg Pt/l i middel. Dette er relativt mye, men man har ofte høyere verdier i bekker sammenliknet med større vassdrag. De andre bekkene hadde farge rundt 60 mgPt/l, noe som også var tilfellet i referansebekken. Humusen i vannet stammer fra naturlige kilder, og kan ikke knyttes til steinbruddsdriften.

Konsentrasjonen av fosfor følger variasjonene i turbiditet, noe som indikerer at steinstøvet er årsaken til fosforinnholdet. Fosforet i steinstøvet viste seg å være lite tilgjengelig for algevekst (Berge og Källqvist 2008, kapittel 13) og utgjør ikke noe problem mht eutrofiering. Nitrogenet ligger for de fleste stasjoner på samme nivået som i Tildrebekken, noe høyere i de tre mest påvirkede bekkestasjonene. I Vardåsbekken er det en signifikant forhøyet konsentrasjon, og en må regne med at dette kommer fra brudd aktiviteten (sprengstoff, muligens sanitær avløp, mm). Sammenliknet med Tjøllingbekkene der man hadde nitrogenkonsentrasjoner på opp mot 10000 µgN/l som skyldes hovedsaklig jordbrukspåvirkning, er de konsentrasjoner man finner i bekkene i Malerødområdet uproblematiske.

Før man for en 4-5 år siden gjorde tiltak mot avrenningen fra Malerødbruddene, hadde man betydelig steinslam avrenning til Malerødbekken og Søndre Paulertjernet. NIVA målte turbiditeter i Søndre Paulertjern på fra 30-200 FNU i 2005 (Bækken og medarb 2007), og innløpsbekken var meget turbid, se **Figur 14**. Tilsvarende forhold har ikke vært observert i de to årene undersøkelsene har pågått. Dette viser at tiltaket, som består av kombinasjon av terrenginfiltrasjon og sedimentering, fungerer.

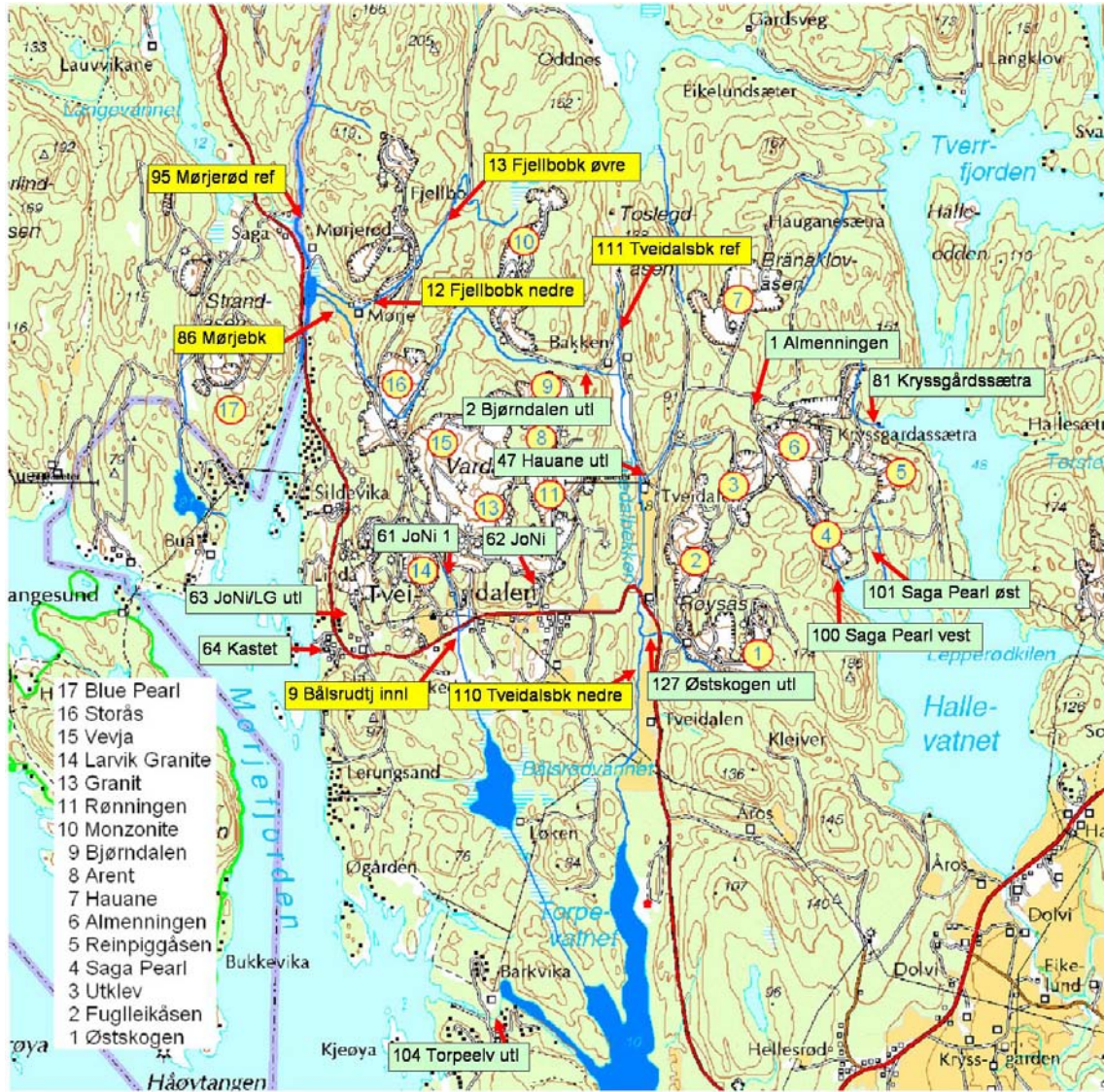


Figur 14. Innløpsbekken til Søndre Paulertjern (Malerødbekken E18) i 2005 (foto Torleif Bækken) og i 2007 (foto Dag Berge).

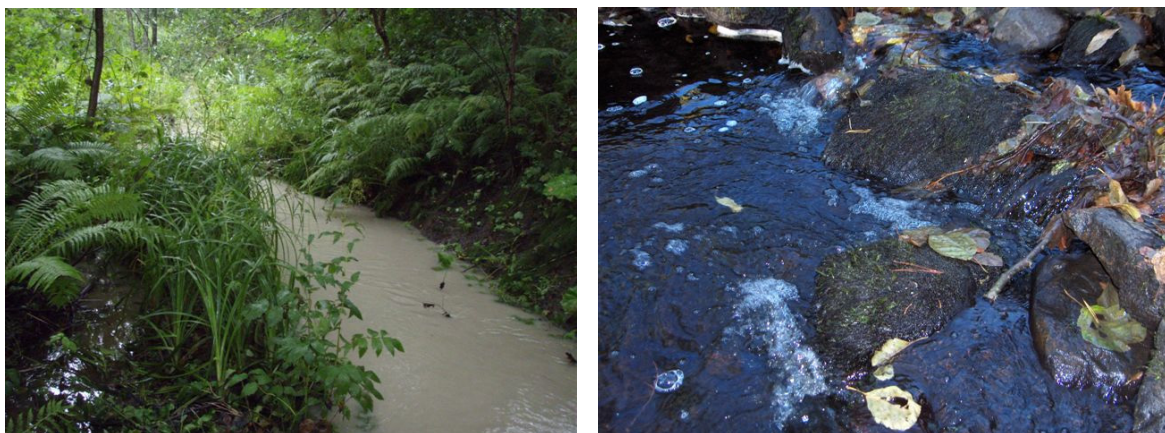
4.2 Bekker i Tveidalenområdet

Figur 15 viser bekkestasjoner i Tveidalenområdet der det har vært foretatt fysisk kjemisk prøvetaking hver 14 dag i gjennom to år.

Bekkene i Tveidalenområdet spenner over et stort spekter av påvirkningsgrad. Noen bekker er helt upåvirket av steinbruddsvirksomhet (referansebekker), andre er påvirket i perioder, mens noen er påvirket mer eller mindre hele tiden. Det vanlige er at bekkene er kraftig påvirket i starten av en regnværperiode som inntreffer etter en langvarig tørkeperiode. I slike perioder blir alle de påvirkede bekkene grumsete. Etter at det har regnet en stund, f.eks. en dag eller to, blir vannet mye klarer igjen. ”Bruddet er vasket”. Enkelte ganger pumpes det vann ut av bruddet i finvær, slik at enkelte bekker kan bli grumsete når man ikke forventer det. **Figur 16** viser en kraftig påvirket bekk og en upåvirket bekk i Tveidalsområdet.

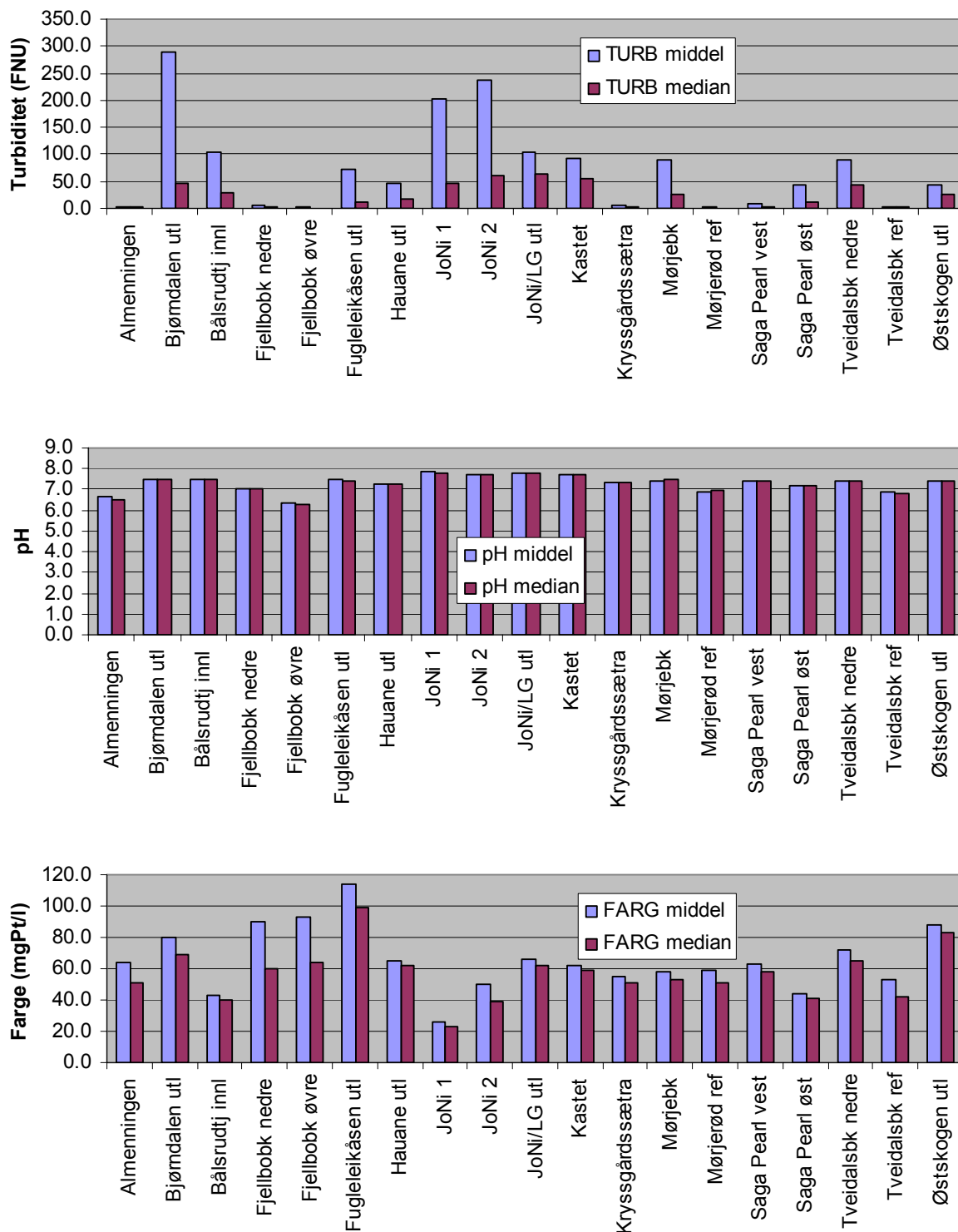


Figur 15. Bekkestasjoner i Tveidalenområdet



Figur 16. Bekkene i Tveidalsområdet har ulik grad av steinbruddpåvirkning. Til venstre ses innløpet til Bålsrudtjern (også kalt Askedalsbekken) som er sterkt turbid nærmest alltid. Til høyre ses Mørjerødbekken som er upåvirket referanse. Denne har klart vann hele tiden.

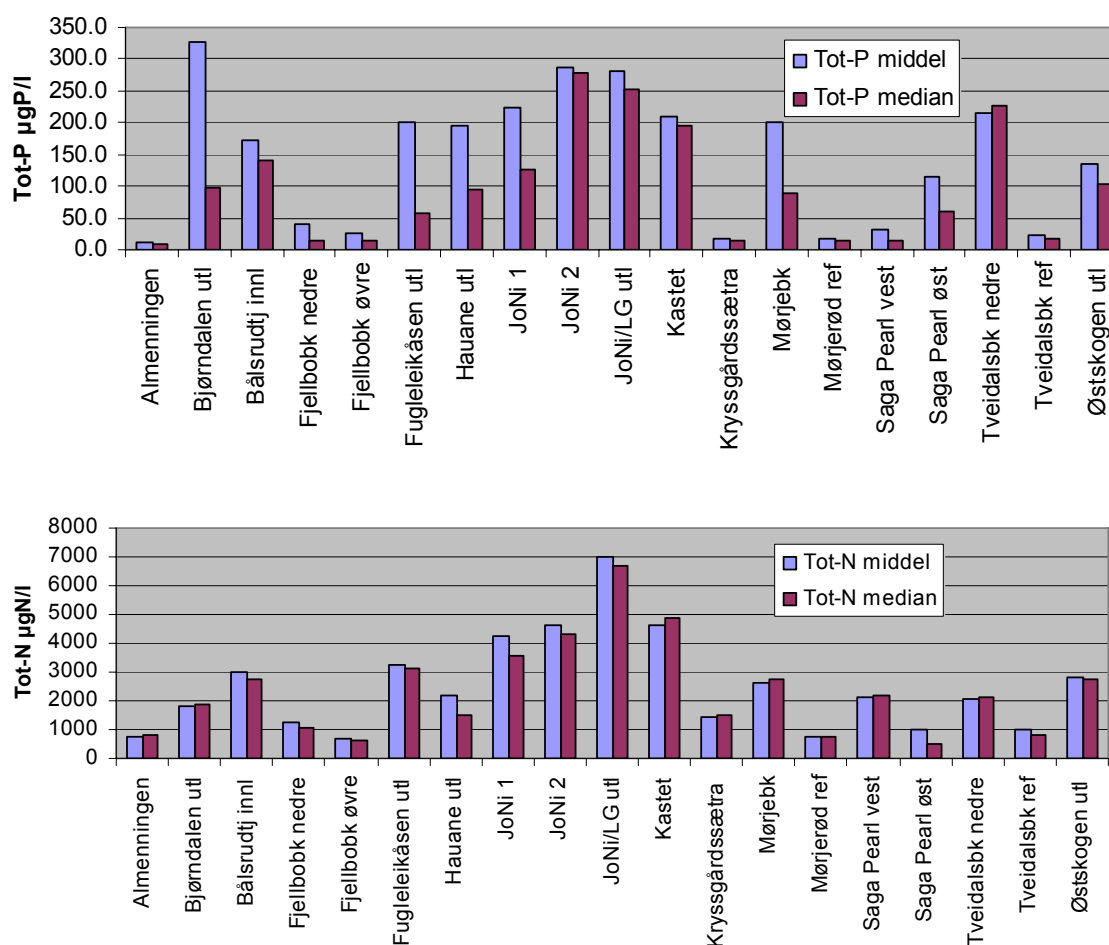
Figur 17 viser turbiditet, pH og farge i bekkene i Tveidalsområdet. Referansestasjoner er Tveidalsbekken ref, Mørjerød ref og Fjellbobbekken øvre. Turbiditetsfiguren viser hvor mye bekkene er påvirket av steinsbruddsdriften, da det er lite jordbruk i området. Det jordbruket som finnes har stort sett grassmark som er lite erosjonsutsatt. Bekkene i dette området er ikke så forsurningsutsatt som bekkene i Malerødområdet, men en ser at referansebekkene jevnt over er de sureste, og de som er mest påvirket av steinstøv er de mest basiske. Dette indikerer steinmaterialets syrenøytraliserende evne.



Figur 17. pH, farge og turbiditet i bekkene i Tveidalenområdet

Fargen er ganske høy, noe som tyder på at området generelt er betydelig humuspåvirket. Dette gir avrenningsvannet myr vannskarakter. De fleste bekkene har farge rundt 60 mgPt/l, mens enkelte er helt oppe i 100 mgPt/l. Dette er av samme størrelsesorden som i Malerødområdet. Det er ingen ting som tyder på at steinbruddsaktiviteten påvirker farge. Se f.eks. på referansebekken Fjellbobbekken øvre, som er den av de undersøkte bekkene som høyest humusinnhold, mens JoNi 1 og JoNi 2, har lavest farge tiltross for at de har høyest turbiditet. En ser videre at av de bekkene som drenerer til drikkevannskilden Hallevannet, Kryssgårdsætra, Saga Pearl vest og Saga Pearl øst, så er det bare sistnevnte som har høyere farge enn referansene. Det avsluttede avløpet fra Saga Pearl vest, har i dag lav turbiditet. Bekkene som drenerer til Torpevannet og Bålsrudtjern (som munner ut via Tveidalsbk nedre og Bålsrudtj innl) har begge betydelig forhøyet turbiditet i forhold til referansebekkene i området. Likeledes har bekkene som munner ut i Mørjefjorden ved Kastet og ved Mørjebekken betydelig forhøyede turbiditeter sammenliknet med referansebekkene for området.

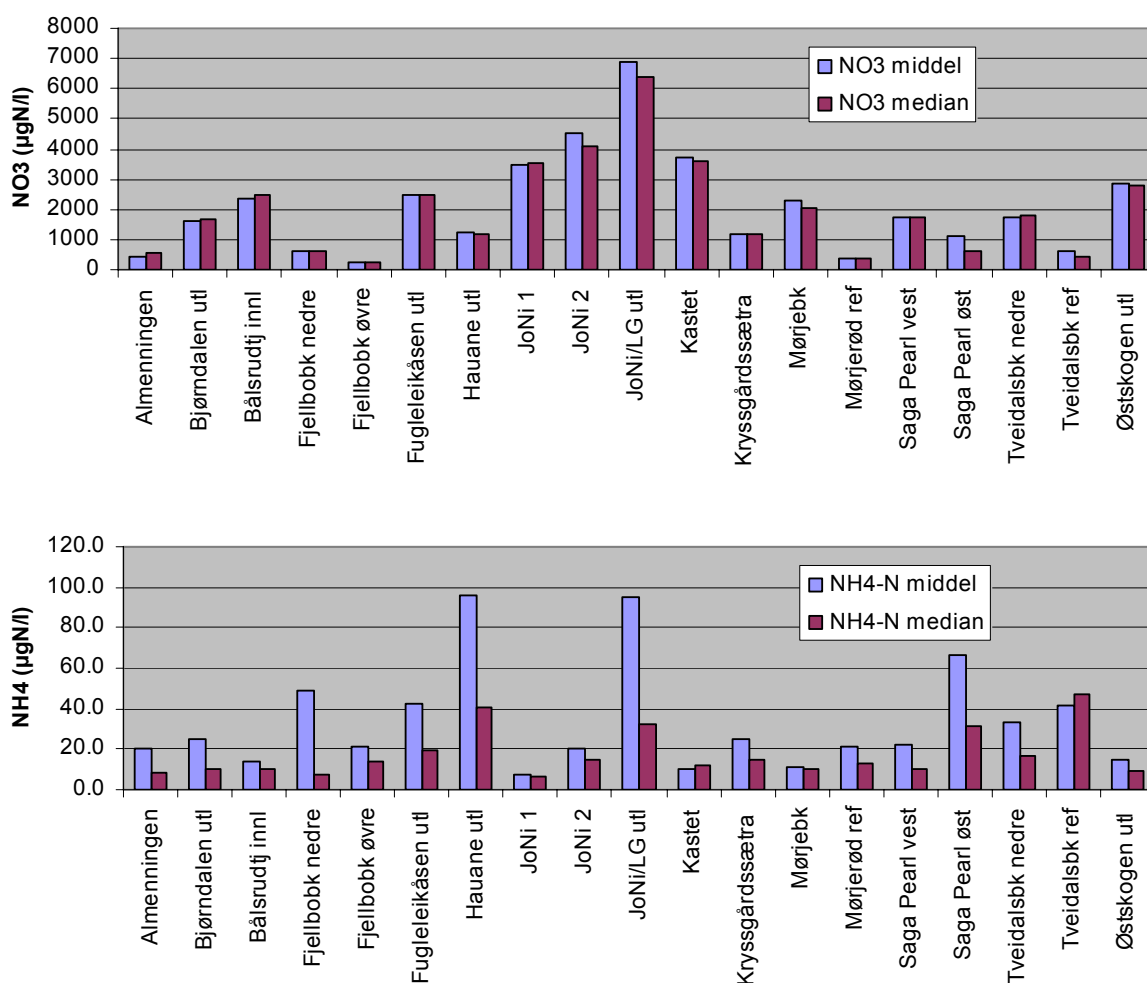
Figur 18 viser det midlere innholdet av plantenæringsstoffene total fosfor og total nitrogen i bekkene i Tveidalsområdet. En ser at både for fosfor og nitrogen er det betydelig høyere konsentrasjoner i de steinsbruddspåvirkede bekkene sammenliknet med referansebekkene. Sammenlikner man med turbiditet i foregående figur, så er det meget god samvariasjon mht P. I motsetning til hva man fant i Tjøllingområdet, så finner man her også god samvariasjon mellom turbiditet og nitrogenkonsentrasjon. Det ser mao ut til at steinbruddsaktiviteten resulterer i økt nitrogenavrenning. Selve steinmaterialet inneholder nærmest ikke noe N, slik at det må være andre sider av aktiviteten som medfører N avrenning.



Figur 18. Midlere konsentrasjoner av total fosfor og total nitrogen i bekkene i Tveidalsområdet.

Figur 19 viser nitrogenfraksjonene ammonium og nitrat i bekkene. En ser at det aller meste av total nitrogenet foreligger som nitrat, og at samvariasjonen mellom nitrat og total nitrogen er god. Da det er lite aktivt jordbruk i området, er det sanitæravløp og avrenning fra sprengstoffrester som kan bidra med nitrogenavrenning her. I sanitæravløp utgjør gjerne ammonium 70 % av nitrogeninnholdet. Sprengstoff oksideres ved overflatesprengning for det meste til nitrat. En ser at JoNi/LG utl, Hauane utl og Saga Pearl øst har betydelig påslag av ammonium, mens de andre har påslag vesentlig av nitrat. Bruker man imidlertid ammoniumnitrat til sprengning, så får man også ammoniumavrenning fra sprengningen (særlig vanlig i tunneldrift). I henhold til informasjon fra bruddene benyttes ikke ammoniumnitrat. Kloakk fra bebyggelsen i Tveidalen skal være samlet og ledet til RA, slik at dette ikke skal tilflyte vassdragene. Bålsrudtj innl er den bekken som ha mest bebyggelse i nedbørfeltet, og ved uordnet kloakk skulle man forvente at denne hadde mest ammonium hvis lokal bosetning skulle være kilden. Denne bekken har imidlertid lave konsentrasjoner av ammonium.

Mineralisering av organiske jordmasser vil også kunne bidra til nitrogenavrenning. Dette skjer f.eks. hvis man drenerer et myrområde. I organisk og vassjuk jord finnes det nitrogen både som ammonium og som organisk bundet N. En kan tenke seg at i brudd hvor man har skavet av store mengder jord og henlagt det f.eks. i deponier, eller i skrotsteintippen, vil dette kunne begynne å lekke N. Avrenningen herfra ville være som nitrat, og det ville være også ledsaget av brunt humusholdig vann.

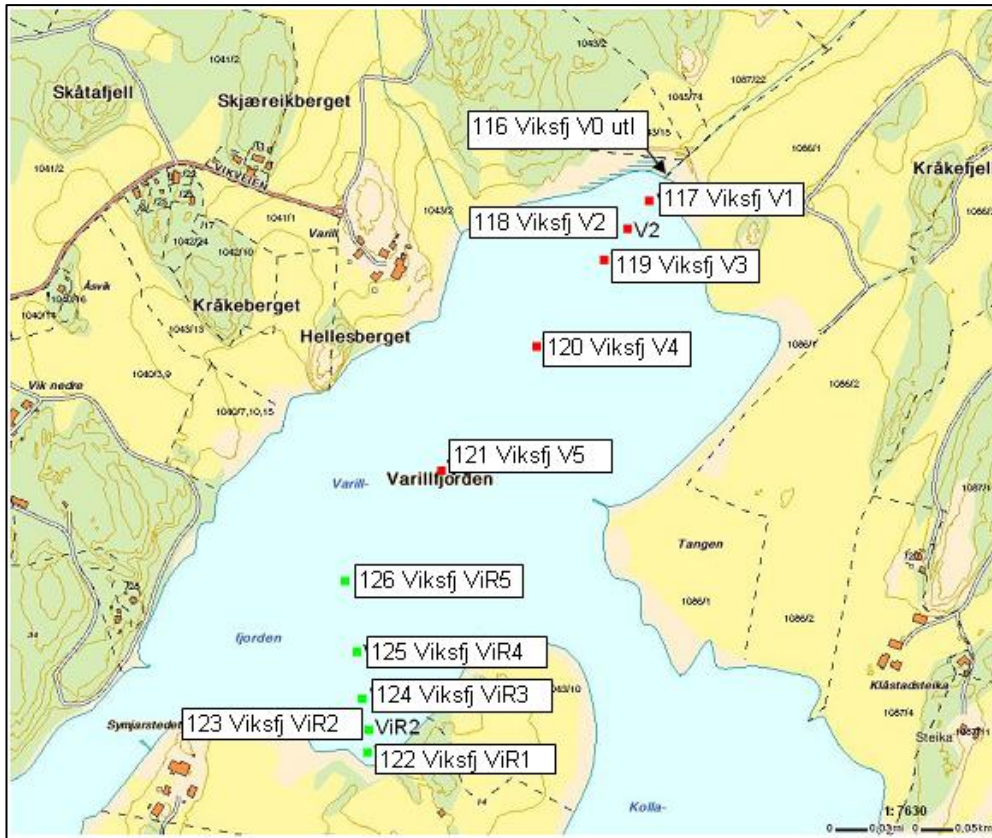


Figur 19. Nitrat og ammonium i bekkene i Tveidalsområdet

I motsetning til fra de andre områdene, Tjølling og Malerød, virker det klart at steinbruddsaktiviteten i Tveidalen bidrar til nitrogenavrenning. Der man har betydelig påslag av ammonium, er det trolig at det skyldes sanitæranlegg, mens der påslaget er bare som nitrat, er det trolig sprengstoff rester som forårsaker avrenningen. Det mest nitrogenrike vannet munner ut i Mørjefjorden ved Kastet, og har konsentrasjoner som er typisk for landbruksavrenning. Man bør sjekke sanitærsystemene ved anleggene i Tveidalsområdet.

5. Undersøkelser i Viksfjorden

I sommerhalvåret er det foretatt gradientundersøkelser av turbiditet i vannet fra utlippspunktet i Klåstadbukta og utover mot midten av Varillfjorden (V1-V4) som vist på **Figur 20**. Tilsvarende studie er foretatt langs referansegradient (ViR1-ViR5). På de samme stasjonene er det tatt bunndyr og sedimentprøver.

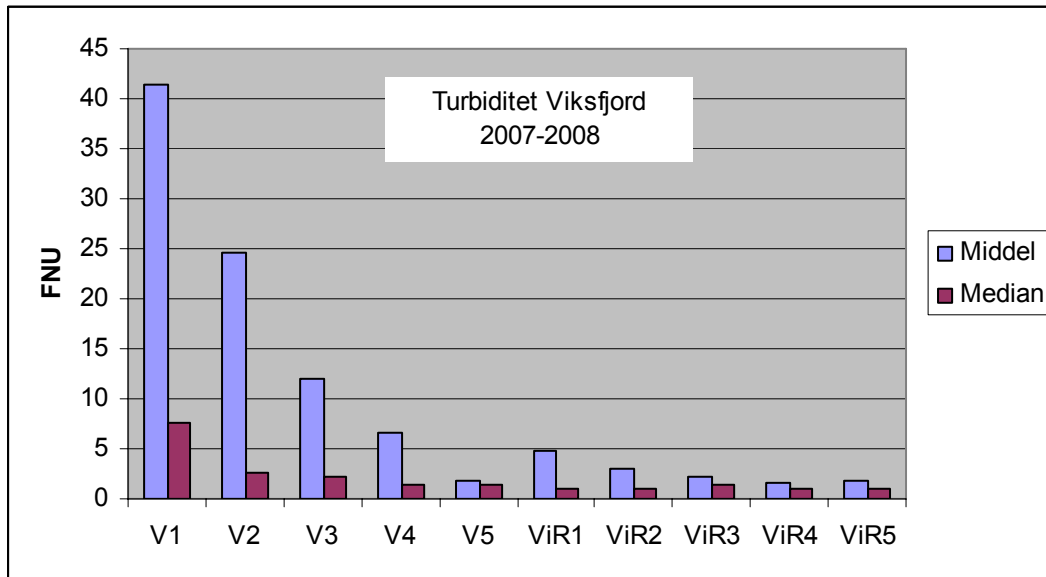


Figur 20. Stasjoner i Viksfjorden.

5.1 Gradientundersøkelse for turbiditet

Rutinemessig ble det målt turbiditet på stasjonene angitt i **Figur 20** fire ganger hver sommer. I tillegg ble det foretatt et tokt over et større område i Viksfjorden i en periode med mye nedbør, se **Figur 23**.

Klåstadbekken er stengt ved et dike som landbruket har anlagt for å hindre springflo å komme innover jordene. Bekken pumpes over diket med ujevne mellom rom ved en pumpe som styres av en nivåbryter. Er det mye nedbør, pumpes det ofte, mens hvis det er tørre perioder pumpes det mer sjelden vann over vollen. **Figur 21** viser gjennomsnittlig turbiditet langs gradienten fra Klåstadbekken og utover (V1-V5) sammenliknet med referansegradienten. Det er nokså klart at det er høyere turbiditet innover i Varillfjorden, og at dette må ses i sammenheng med utslippene fra Klåstadbruddet. Det er imidlertid stor forskjell på middel og median, noe som antyder at det er nokså sjelden at fjorden blir grå (høye enkeltverdier trekker opp middelveidien, mens disse blir borte i medianverdien). Dette er i tråd med det generelle bildet vi har fått gjennom feltarbeidet, at Viksfjorden er nokså lite påvirket av utslipp fra steinbruddslam. Materialet sedimenterer raskt i det salte vannet. Så fort pumpingen stopper, og vinden løyer, blir vannet klart igjen.



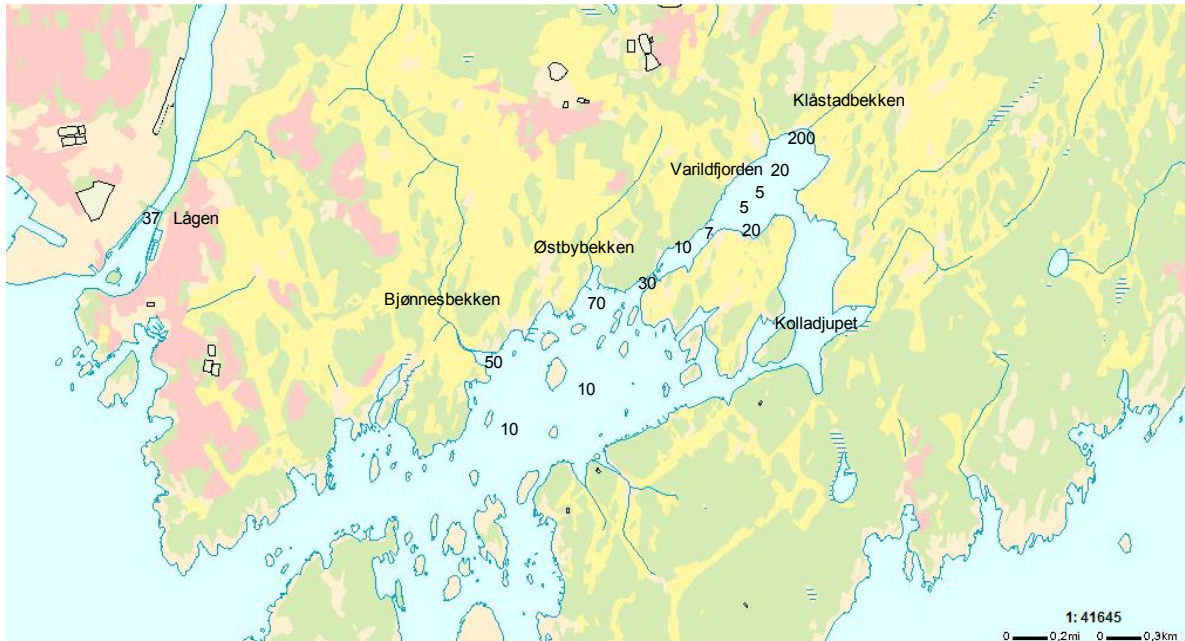
Figur 21. Turbiditet fra utløpet av Klåstadbekken og utover, sammenliknet med en referansegradient.

Under en periode med kraftig nedbør, 14.08.2008, kunne det observeres grumsete vann som utvilsomt kunne tilskrives utslipp. Helt innerst kunne man se et turbid belte som bøyde seg mot vest langs land, se **Figur 22**. Ellers var det oftest relativt klart vann helt inn mot bekkemunningen, som forøvrig ligger inne i takerørsbeltet.



Figur 22. Under kraftig regnværsperiode 14.08.2008: Turbiditet fra Klåstadbekken brer seg hovedsakelig langs land. Ved de fleste toktene var det lite steinbruddsgenerert turbiditet å se i Viksfjorden.

Under det kraftige regnværet 14.08.2008 ble det tatt noen målinger rundt om i Viksfjorden, se **Figur 23**. Klåstadbekken gjorde seg gjeldene bare lengst inne i Varildfjorden. Det klareste vannet ble observert i sundet ved Vikerøya, mens utenfor Vikerøya ble vannet mer grumsete igjen. Det var tydelig at jordbruksbekkene Østbybekken og Bjønnesbekken var betydelige kilder til turbiditet. Men ingen av disse var i nærheten av å gi utløpsområdet turbiditeter på 200 FNU eller mer som kan observeres lengst inne i Varildfjorden mot Klåstadbekkens utløp.

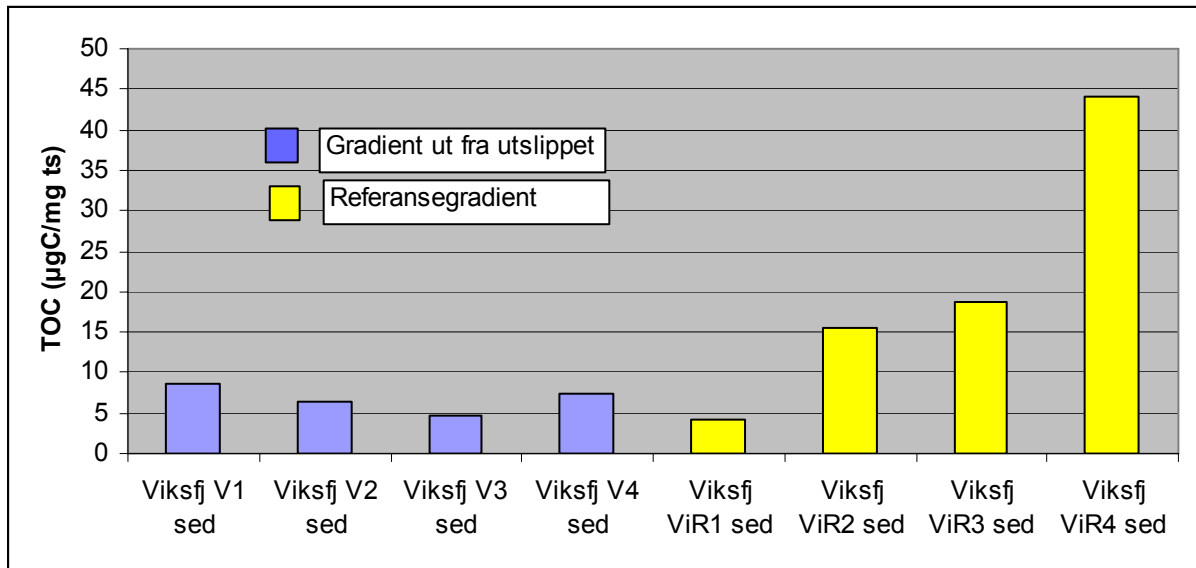


Figur 23. Noen regionale målinger av turbiditet rundt i Viksfjorden under regnværsperioden midt i august 2008 (situasjonsbilde 14.08.2008). Legg merke til Numedalslågen, som også var svært turbid (37 FNU) denne dagen, noe som farger hele Larviksfjorden grå.

5.2 Sedimenter i Viksfjorden

Sedimentene innover mot utløpet av Klåstadbekken var mye lysere av farge enn innover langs referansegradienten. Dette kan ha sammenheng med påvirkning av slam fra steinbruddet da dette er nokså lyst av farge. Det ble foretatt analyser av organisk karbon i sedimentet. Stor påvirkning av steinbruddsslam skulle tilsi at det ble mindre TOC. Resultatene er fremstilt i **Figur 24**. Det ses klart at det er mindre TOC langs gradienten ut for utslippet. Dette indikerer at sedimentet i nordre del av Varildfjorden er preget av avsetning av steinbruddsslam på samme måte som antydnet av den lyse fargen.

Visuelt sett var det ikke noe umiddelbar forskjell i biologisk aktivitet i sedimentet langs de to gradienter, og det var mye bunndyr å se i alle prøvene.



Figur 24. Viksfjord. Innhold av organisk karbon (TOC) i overflatesediment langs gradienten ut for utslippet og langs referansegradienten.

5.3 Bunndyr i Viksfjorden

Det ble samlet inn bunndyrprøver langs de to gradientene i Viksfjorden, utenfor utslippet V1-V4, og langs referansegradienten ViR1-ViR4. Resultatene er gitt i **Tabell 1** og **Tabell 2**.

Tabell 1. Bunndyr på de angitte stasjoner i Viksfjord. V1-V4 er i varierende avstand ut fra utløpet fra Klåstadbekken (utslipp), mens ViR1-ViR4 er referansegradient ut fra Vikerøya.

Gruppe	Familie	Art	V1	V2	V3	V4	ViR1	ViR2	ViR3	ViR4
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet								
NEMERTINEA		Nemertinea indet					2			
POLYCHAETA	Phyllodoceidae	Eteone longa/flava				1				
POLYCHAETA	Nereidae	Nereis diversicolor	25	56	26					
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys cf. ciliata								
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera alba								
POLYCHAETA	Paraonidae	Levinsenia gracilis								
POLYCHAETA	Spionidae	Marenzelleria viridis						2		
POLYCHAETA	Spionidae	Polydora cornuta					2			
POLYCHAETA	Spionidae	Polydora sp		1						
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio fallax								
POLYCHAETA	Spionidae	Pseudopolydora sp								
POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans								
POLYCHAETA	Spionidae	Spio filicornis				1				
POLYCHAETA	Spionidae	Spio spz							1	
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes bombyx								
POLYCHAETA	Magelonidae	Magelona mirabilis								
POLYCHAETA	Cirratulidae	Cauleriella sp								
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum								
POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata								2
POLYCHAETA	Capitellidae	Heteromastus filiformis			1	4	7	25		
POLYCHAETA	Capitellidae	Mediomastus fragilis								
POLYCHAETA	Arenicolidae	Arenicola marina						1		
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata								
POLYCHAETA	Terebellidae	Polycirrus norvegicus								
POLYCHAETA	Trichobranchidae	Trichobranchus roseus								
OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii			16			42	8	
PROSOBRANCHIA	Littorinidae	Littorina littorea		12			12	3	2	
PROSOBRANCHIA	Hydrobiidae	Hydrobia ulvae	55	111	67	156	368	152	196	168
PROSOBRANCHIA	Rissoidae	Rissoa albella					1			
PROSOBRANCHIA	Nassariidae	Nassarius reticulatus								1
BIVALVIA	Mytilidae	Mytilus edulis							1	
BIVALVIA	Lucinidae	Lucinoma borealis								
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira flexuosa								
BIVALVIA	Lasaeidae	Mysella bidentata								
BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule					1	1		
BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma glaucum		5	3	2	13	6	4	
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma balthica						1		
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma sp							1	
BIVALVIA	Veneridae	Venus ovata								
BIVALVIA	Myidae	Mya arenaria							1	
BIVALVIA	Thraciidae	Thracia sp							1	
ISOPODA	Idoteidae	Idotea granulosa	1							
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Ampelisca tenuicornis								
AMPHIPODA	Aoridae	Microdeutopus propinquus	1	5			2			
CHIRONOMIDAE		Chironomidae indet	3	1	6	12	2	4	12	10
OPHIUROIDEA	Amphiuridae	Amphiura filiformis								

Tabell 2. Faunaparametre Viksfjord

Stasjon	Artstall	Individstall	ES(50)	ES(100)	H'(log2)	ISI
V1	5	85	4.11		1.25	3.17
V2	7	191	5.07	6.00	1.58	3.00
V3	7	122	5.97	6.81	1.87	3.05
V4	7	178	4.25	5.71	0.78	5.29
ViR1	10	410	4.38	6.01	0.74	3.68
ViR2	10	237	5.90	7.60	1.67	3.10
ViR3	10	227	4.95	6.79	0.91	7.77
ViR4	4	181	2.72	3.35	0.44	2.46

Generelt sett var bunnfaunaen i Viksfjorden relativt artsfattig. Det gjaldt både langs gradienten utenfor utslippet (Klåstadbekken), og langs referansegradienten. Det er imidlertid liten erfaring fra bunndyrundersøkelser i så grunne (ca 0.2-1.5m) brakkvannsområder, slik at totalmengden bunndyr er litt vanskelig å tolke. Langs V1-V4 gradienten var det mer av mangebørstemarken *Neris diversicolor* enn langs referansegradienten. Der var det imidlertid mer av sneglen *Hydrobia ulvea*. Bortsett fra dette var det liten forskjell mellom faunaen langs de to gradienter, og det er ikke mulig å se noen tegn til negativ påvirkning fra steinbruddsavrenningen.

5.4 Eutrofiering

Viksfjorden er sterkt påvirket av eutrofiering, og det er store massive algeflak (grønske) som dekker store deler av fjorden innenfor Vikerøya utover sommeren, se **Figur 25**. Først i oktober går algelaget i oppløsning. I følge hytteeiere og fastboende langs fjorden har dette tiltatt betydelig de siste 10-15 årene. Dette skyldes først og fremst næringssalttilførsler fra jordbruk og bebyggelse, og har lite med avrenning fra steinbrudd å gjøre. I og med at det aller meste av området nå er avkloakkert, er nok jordbruksavrenning hovedårsaken til denne negative utviklingen. En ser av kartet i **Figur 23** (gule felter) at det er betydelig jordbruksareal i Viksfjordens nedbørfelt.

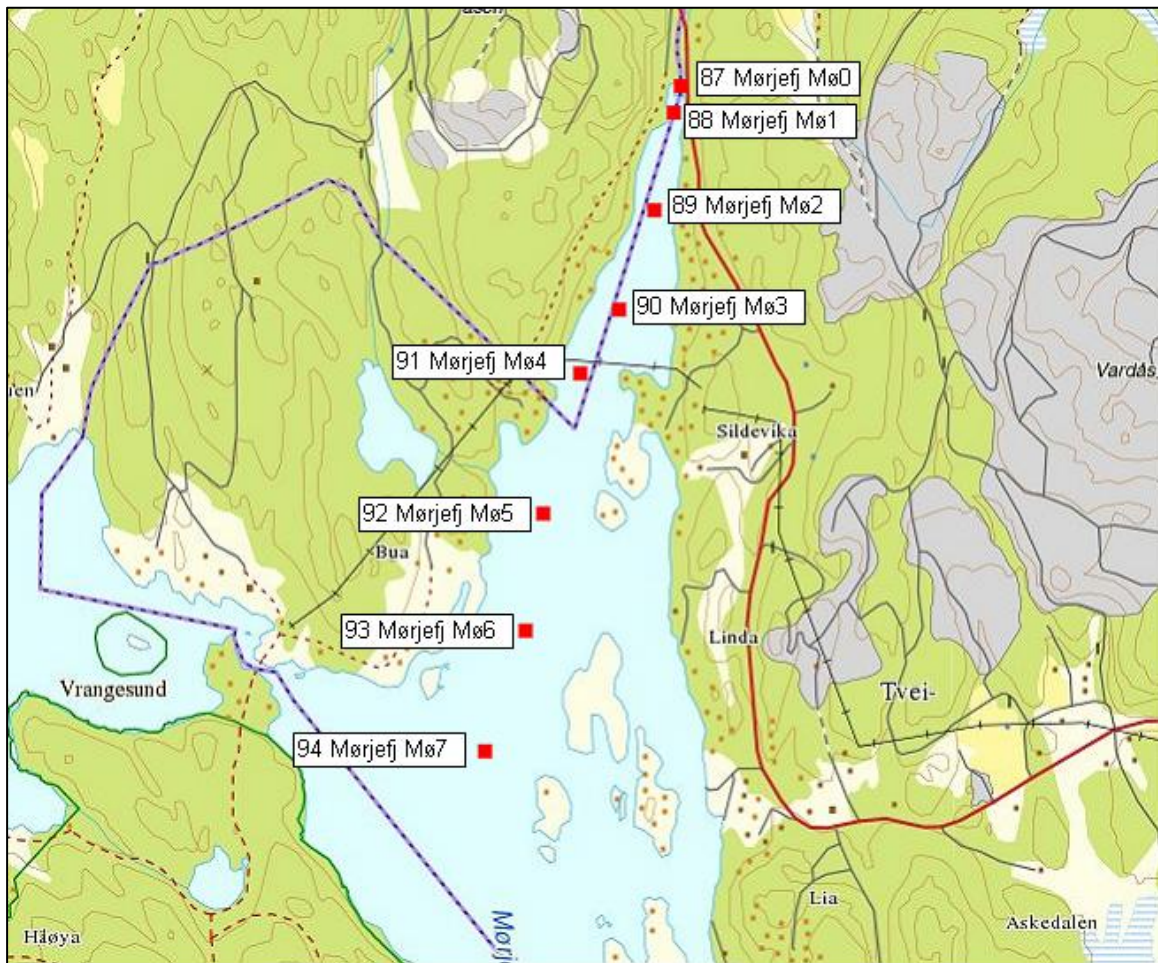


Figur 25. Viksfjorden er sterkt påvirket av eutrofiering, og massive algeflak dekker store deler av fjorden innenfor Vikerøya utover sommeren.

6. Undersøkelse av Mørjefjorden utenfor Mørjebekken og Kastet

6.1 Mørjefjorden

Det er i sommerhalvåret foretatt gradientstudier av turbiditet fra Mørjebekkens utløp og ut til midt i fjorden (**Figur 26**), samt ut for Kastet (**Figur 31**), på til sammen ca 15-20 stasjoner. Ved kastet er det også målt langs en referanse gradient. Det er i alt foretatt 8 tokt, hvorav 2 i forbindelse med kraftige regnværsperioder.



Figur 26. Stasjoner i Mørjefjorden hvor det ble målt turbiditet

Det er først og fremst under regnværsperioder at Mørjefjorden blir turbid, og da særlig i begynnelsen av regnvær etter perioder med tørrvær. Mye finmateriale er da avsatt i bruddenes arealer, og dette vaskes av gårde i første av regnværsperioden. I tillegg går vannføringen opp i Mørjevassdraget. Når turbiditetsplumen har kommet gjennom Mørjetjernet brer den seg fort utover Mørjefjorden. Den følger ferskvannet og dette brer seg i et tynt sjikt oppå det tyngre saltvannet. Under toktet i august 2008 observerte vi hvor fort spredningen av turbid vann skjedde i Mørjefjorden. **Figur 27** viser grensen for det turbide vannet en time etter at et kraftig regnvær startet. **Figur 28** viser situasjonen etter noen

timers regnvær. Etter ytterligere en time, sluttet det å regne, og når bekken klarnet opp klarnet også den innerste delen av fjorden opp.

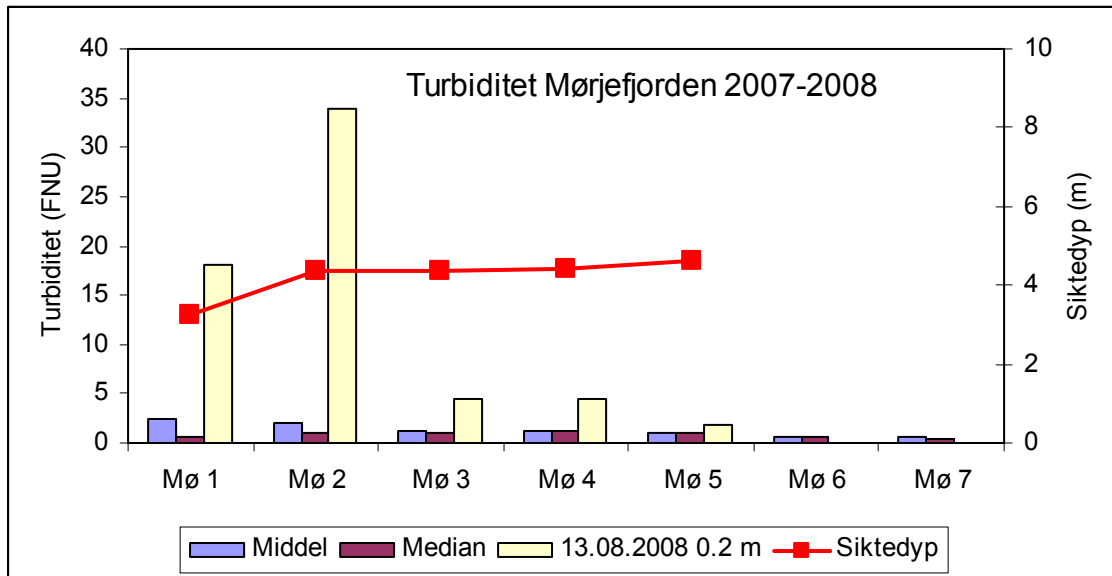


Figur 27. Like etter at det har begynt å regne. Det turbide ferskvannet fra Mørjetjernbekken glir raskt utover fjorden som et tynt sjikt oppå saltvannet, se skillet ved flaggstanga. Bekken kommer inn fra høyre utenfor bildet.

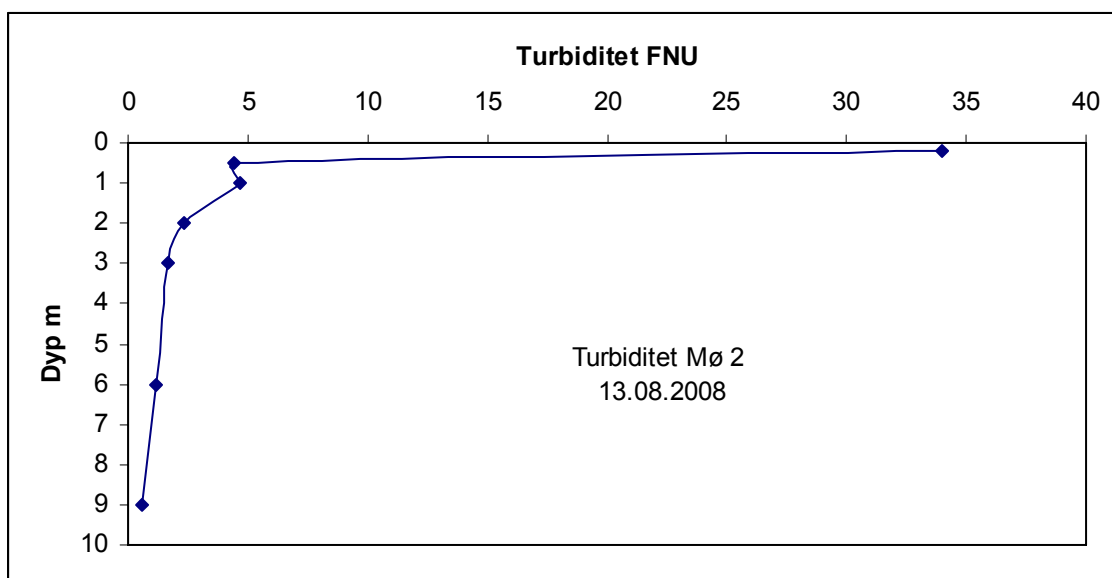


Figur 28. Mørjetjernbekken 16.08.2007 under kraftig regnvær. Fjorden blir grumsete langt utover

Figur 29 viser midlere turbiditet (rød og blå søyle) i fjorden ved de 8 toktene, samt fra regnværsperioden 13.08.2008. Jevnt over er det noe mer grumsete vann innerst enn utover fjorden. Rød og blå søyle er middelværdi fra overflaten og ned til 8-10 m, unntatt ved de innerste stasjonene hvor det er grunnere. De skal representere vannkvaliteten i epilimnion, dvs i det sjikt hvor den akvatiske primærproduksjonen foregår. Den lysegule søylen representerer en ekstremisituasjon og her er prøvene tatt fra 0.2 m dyp, dvs helt i overflaten. Det er tydelig at det er mer grumsete innover fjorden i overflatesjiktet, men vurderer man hele vannsøylen blir forskjellene små. **Figur 30** viser dybdefordelingen av turbiditet under regnværsperioden i august 2008. Det grumsete vannet ligger helt øverst.



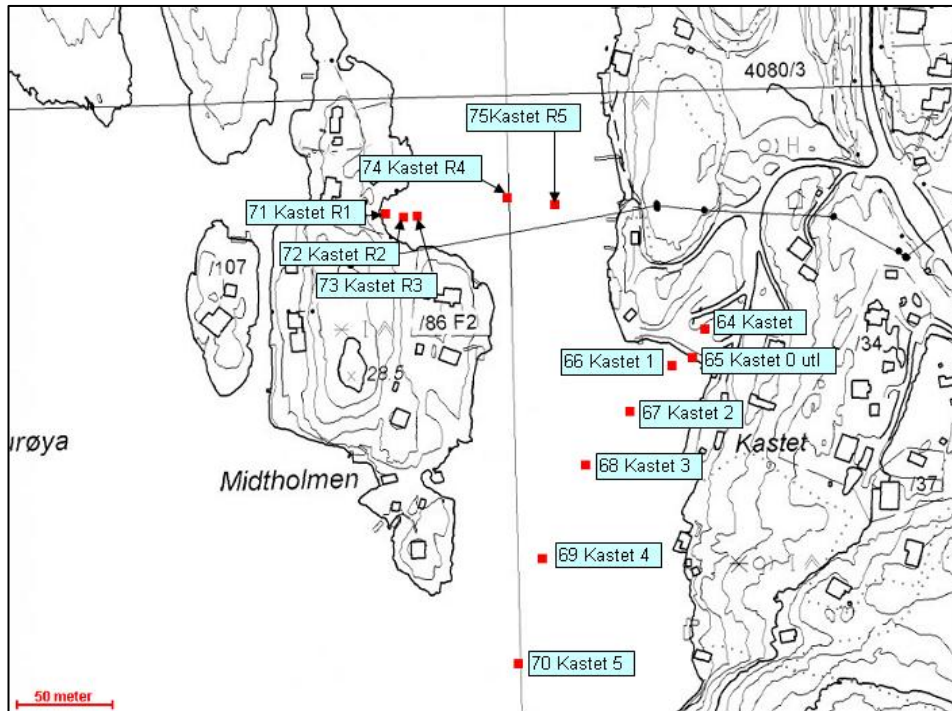
Figur 29.Turbiditet og Siktedyp i Mørjefjorden



Figur 30. Turbiditeten i Mørjefjorden ligger hovedsaklig i overflatelaget (i ferskvannet)

6.2 Utenfor Kastet

Figur 31 viser stasjonene som ble undersøkt utenfor Kastet. Her munner det ut utslipp fra bruddene til Larvik Granitt og Johs. Nilsen. Det renner nærmest alltid noe i dette utslippet, så det er nokså vanlig at vannet ser grumsete ut ved båthavna innerst i bukta, se **Figur 32**.

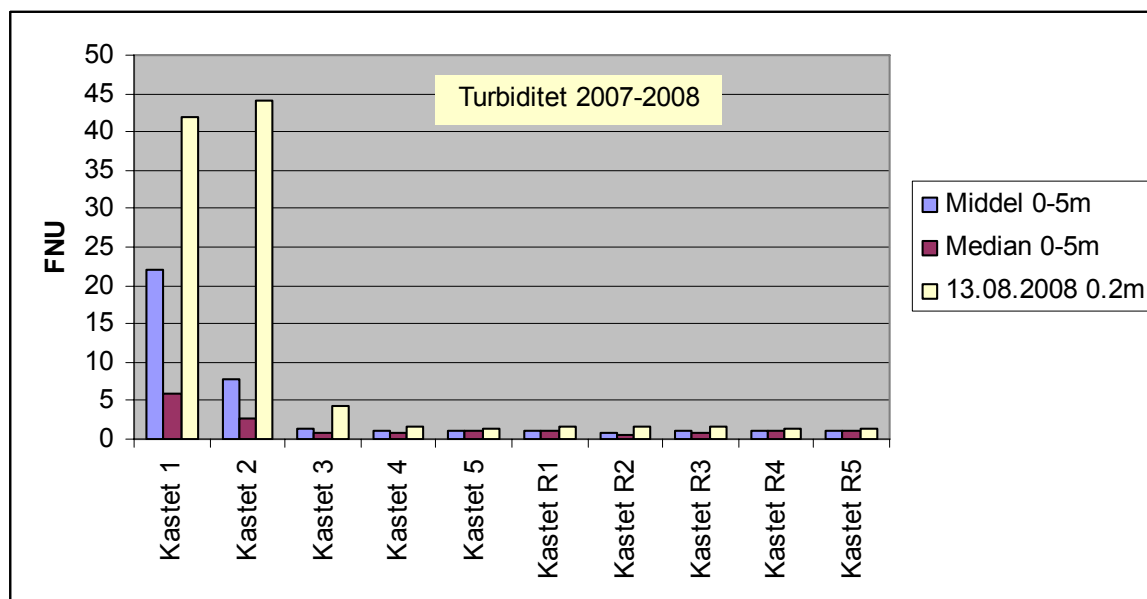


Figur 31. Stasjoner hvor turbiditet ble målt ut for utslippene ved Kastet 3-4 ganger hver sommer. Referansegradient innen for Midtholmen.

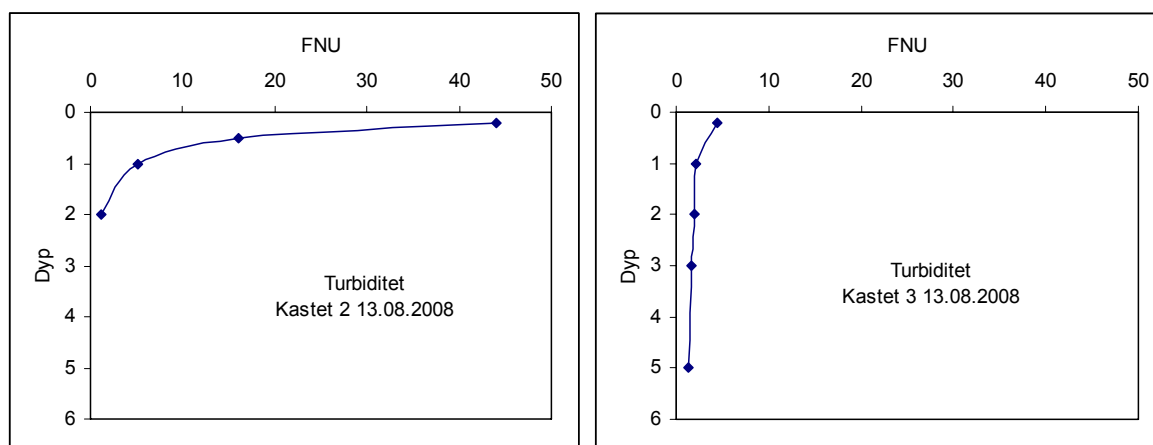


Figur 32. Typisk situasjon ved Kastet under regnværsperioder.

Figur 33 viser midlere turbiditet ved alle 8 toktene i dybdesjiktet 0-6 m. Turbiditeten i overflatesjiktet under regnvær situasjonen fra den 13.08.2008 er også vist. Stort sett er turbiditeten her begrenset til de tre innerste stasjonene (100 m). Dette gjelder både gjennomsnittlig og under regnvær. På samme måte som ut for Mørjebekken ble turbiditeten liggende helt i overflaten (i ferskvannet) se **Figur 34**. Grunnen til den mer begrensede horisontale utbredelsen av turbiditeten ved Kastet er mindre ferskvannstilførsel enn ut for Mørjebekken.



Figur 33. Midlere og maksimal turbiditet i varierende avstand ut fra Kastet, samt langs referanse gradient



Figur 34. Turbiditeten ligger i overflaten (i ferskvannet). Fra den 13.08.2008 som var den dagen det var mest grumset vann av de 8 toktene.

Ut for Kastet ble det tatt bunnprøver, men det ble ikke funnet annet enn hard steinbunn, og ingen tendens til tilslamming av bunnområder. Først i renna mellom Kastet og Midtholmen var det en smal sone med bløtbunn. Materialet fordeler seg over et stort areal før det sedimenterer, og således ser det

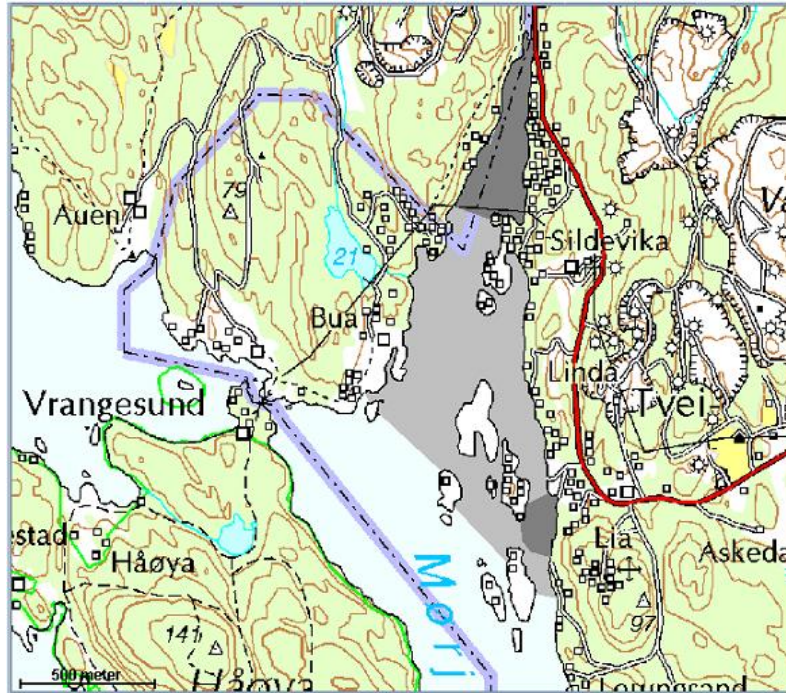
ikke ut til å påvirke sjøbunnen med et typisk ”lyst steinbruddslag” slik som ble funnet oppå sedimentet i f.eks. i Bålsrudtjernet, Torpevannet og Mørjetjernet.

Det ble tatt en bunndyrprøve (Ekman grabb 15x15 cm) ute i renna mellom Kastet og Midtholmen (14 m). Resultatene er gitt i **Tabell 3** og viste normal artssammensetning og mengde, og det er ingen ting som tyder på at steinslammet gjør noen skade på faunaen. Lenger inn var det steinbunn og umulig å få opp materiale.

Tabell 3. Bunndyr i grabbprøve mellom Kastet og Midtøya (14 m dyp)

Gruppe	Familie	Art	Antall
ANTHOZOA	Edwardsiidae	Edwardsiidae indet	1
NEMERTINEA		Nemertinea indet	4
POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys cf. ciliata	1
POLYCHAETA	Glyceridae	Glycera alba	1
POLYCHAETA	Paraonidae	Levinsenia gracilis	1
POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio fallax	5
POLYCHAETA	Spionidae	Pseudopolydora sp	1
POLYCHAETA	Spionidae	Spiophanes bombyx	1
POLYCHAETA	Magelonidae	Magelona mirabilis	1
POLYCHAETA	Cirratulidae	Caulleriella sp	1
POLYCHAETA	Scalibregmidae	Scalibregma inflatum	2
POLYCHAETA	Capitellidae	Mediomastus fragilis	1
POLYCHAETA	Oweniidae	Myriochele oculata	1
POLYCHAETA	Terebellidae	Polycirrus norvegicus	1
POLYCHAETA	Trichobanchidae	Trichobanchus roseus	1
BIVALVIA	Lucinidae	Lucinoma borealis	1
BIVALVIA	Thyasiridae	Thyasira flexuosa	1
BIVALVIA	Lasaeidae	Mysella bidentata	4
BIVALVIA	Tellinidae	Macoma sp	1
BIVALVIA	Veneridae	Venus ovata	1
AMPHIPODA	Ampeliscidae	Ampelisca tenuicornis	1
OPHIUROIDEA	Amphiuridae	Amphiura filiformis	1

Basert på de 8 toktene som er gjennomført, kan man tegne et anslagsvis maksimalt utbredelseskart over turbiditet fra steinbruddsavrenning til Mørjefjorden, se **Figur 35**. Det mørkegrå feltet representerer områder der vannet kan bli svært turbid og således få et forurenset preg som kan være sjenerende for rekreasjonsmessig bruk av områdene. Mesteparten av tiden er imidlertid vannet nokså klart også her, se medianverdiene i **Figur 33**.



Figur 35. Maksimal utbredelse av Steinslam i Mørjefjorden etter kraftig regnvær

Mørjefjorden kan i regnværperioder bli grumsete flere km utover. Helt innerst kan vannet 50 FNU i overflaten og avta utover. Utenfor yttergrensen vist på figuren var man nede i 0,5 FNU og lavere. Påvirkningen var imidlertid bare i den øverste halvannen meteren. På 2 m var vannet klart med turbiditet på 0,5 FNU, selv innerst utenfor bekkemunningen. Visuelt sett er Mørjefjorden mye mer påvirket enn Viksfjorden, noe som har sammenheng med at i førstnevnte kommer materialet ut sammen med en stor ferskvannstilførsel. Ferskvannet som er lettere enn saltvann, legger seg oppå det tynne saltvannet og fordeler seg over et stort areal. Steinstøvet er da suspendert i ferskvannet. Etter hvert som saltvann blandes inn i ferskvannet sedimenterer materialet, som ikke kan holde seg svevende særlig lenge i saltvann (kolloidene slår seg sammen). I Viksfjorden er det svært liten ferskvannstilførsel, så der sedimenterer steinstøvet mye raskere.

I følge lokale folk vi snakket med er bekken mest grumsete tidlig i regnværperiodene. Bruddene blir ”vasket” når det har regnet en stund. Enkelte ganger pumpes det turbid vann ut fra bruddene, slik at fjorden også kan motta turbid vann i tørrværperioder.

7. Undersøkelse av bunnfauna i bekkene

7.1 Tildrebekken, Malerødbekken og Eikedalsbekken.

Tildrebekken er referansebekk for Malerødbekken og Eikedalsbekken, se stasjoner i **Figur 36**. Bunnnyrsamfunnene i Eikedalsbekken og Malerødbekken hadde vesentlig færre individer totalt enn referansebekken i 2006 (**Figur 39**). Først og fremst var dette forårsaket av langt færre filtrerende organismer. I Tildrebekken var denne gruppen dominert av knottlarver. Knottlarver (og andre filtrerende organismer) lever av å filtrere spiselige partikler ut av vannet. De får derfor dårlige betingelser når partikkeltilgangen bare består av steinpartikler. Dette er den mest sannsynlige forklaringen på at det nesten ikke ble påvist knott i Malerødbekken, og at det var relativt få også i Eikedalsbekken. Tettheten av dyr var i samme størrelsesorden i 2007. Forholdet mellom stasjonene var endret med færre dyr i Tildrebekken og flere i Eikedalsbekken. Reduksjonen i Tildrebekken skyldtes færre knottlarver, mens økningen i Eikedalsbekken besto av fjærmygglarver. Men det var også i 2007 et høyere antall knottlarver i referansebekken enn i de to påvirkede bekkene. Det vil alltid være naturlige svingninger i tettheten av bunndyr som gjør vurderinger usikre. Dette er årsaken til at det ofte anbefales å ha flere prøvedatoer. Likevel kan vi med stor grad av sikkerhet si at mengden filtrerende organismer er holdt nede av partikkeltransporten i de påvirkede bekkene, og mest i de mest påvirkede.



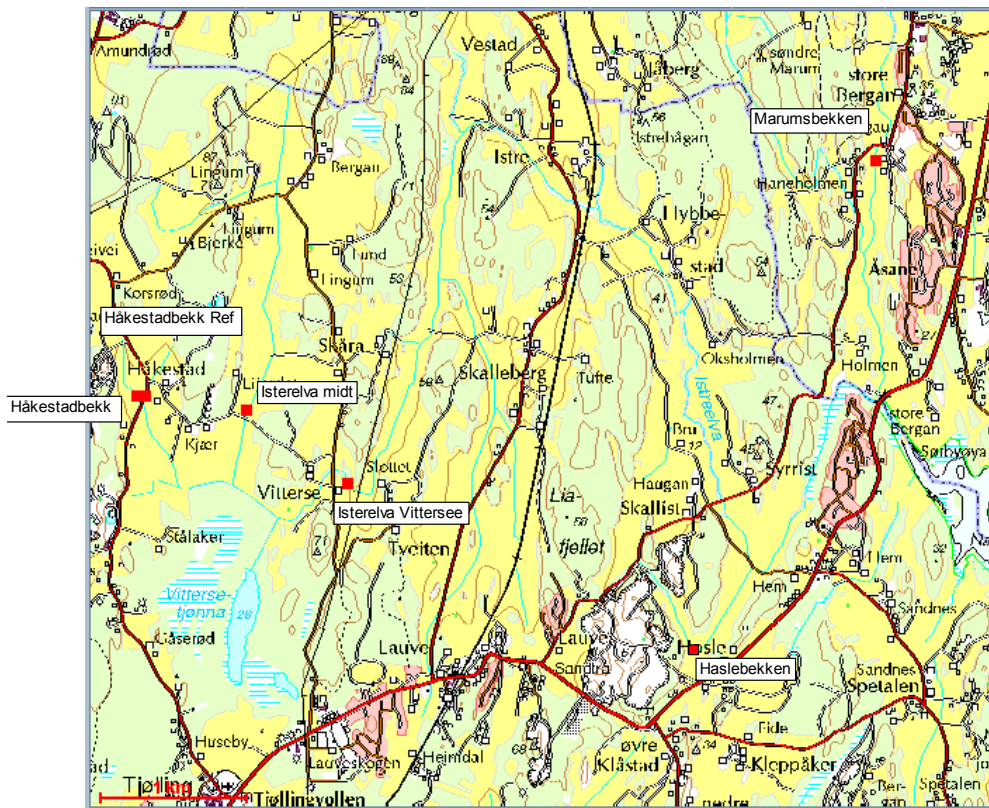
Figur 36. Bunndyrstasjoner i Malerødvassdraget

Det biologiske mangfoldet målt ved antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) var bare moderat høyt, og det var små forskjeller mellom bekkene. Det mest påfallende begge disse årene var det totale fravær av den svært vanlige døgnflueslekten *Baetis* i Tildrebekken. Dette er en sterk indika-

sjon på at bekken i det minste i perioder har surt vann. EPT antallet i de påvirkede bekkene økte noe fra 2006 til 2007. I Eikedalsbekken besto økningen av 2 arter filtrerende vårfluer og to arter av den forsuringfølsomme slekten *Baetis*. Det antyder en generell bedring i leveforholdene i bekken. I Male-rødbekken ble det i 2007 bare registrert få individer av én filtrerende vårflueart. I Tildrebekken var den total EPT den samme i 2006 og 2007, men med en dreining mot færre steinfluearter og flere vårfluearter i 2007. Igjen skal en imidlertid være varsom med tolkingen av små forskjeller pga. naturlige år-til-år variasjoner.

7.2 Håkestadbekken

En sidebekk til Håkestadbekken er satt som referanse, se **Figur 37**. Bunndyrsamfunnet i Håkestadbekken hadde langt færre individer enn i Håkestad referansen både i 2006 og 2007 (**Figur 39**). Det gjaldt stort sett alle dyregruppene. Men filtrerende organismer var nesten helt fraværende, og av dem var knottlarver helt fraværende (**Figur 40**). Igjen er det mest sannsynlig at dette skyldes partikkelpåvirkningen.



Figur 37. Bunndyrstasjoner i Tjøllingbekkene

Det biologiske mangfoldet målt som antall EPT arter var nokså likt på de to stasjonene, selv om tettheten var mye lavere i Håkestadbekken enn på referansen (**Figur 41**). På begge stasjonene ble antall EPT arter noe redusert i 2007. Steinfluearter ble ikke lenger registrert. Ofte har dette sammenheng med belastninger av forurensninger fra kloakk og landbruk.

7.3 Marumsbekken og Istreelva

Marumsbekken ble satt som referanse for tre stasjoner i Istreelva. Disse var Istreelva midt, Istreelva Vitterse og Istreelva Skallist (bare i 2007). Sammensetningen og tettheten av hovedgrupper i bunndyrs-

dyrsamfunnet var nokså likt på hver av disse stasjonene hvert av årene, men tettheten var langt høyere på alle stasjonene i 2007 enn i 2006. Tettheten av filtrerende organismer, først og fremst knott, var i samme størrelsesorden i Marumbekken som i Istreelva, men langt høyere i 2007 enn i 2006. Det ser derfor ikke ut til at partikkeltransporten har hatt vesenlig påvirkning på tettheten av de filtrerende organismene i bunndyrsamfunnet.

Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall EPT arter var meget lavt på alle stasjonene i 2006, med bare 2 eller 3 arter. Antallet økte noe i 2007, men var fremdeles lavt. I Marumbekken ble det ikke registrert steinfluer noen av årene. Ved alle stasjonene var tettheten av både av steinfluer og vårfluer meget lav begge årene. Alle disse bekkestasjonene har et bunndyrsamfunn som er påvirket av forurensninger. Mest sannsynlig er dette påvirkning fra landbruksaktivitet.

7.4 Haslebekken.

Det ble tatt prøver fra Haslebekken bare i 2007. Bunndyrsamfunnet hadde innslag av flere hovedgrupper. Fjærmygglarver dominerte i antall. Filtrerende organismer var nesten totalt fraværende. Det biologiske mangfoldet uttrykt som EPT var lavt med 4 arter. Alle gruppene var representert. Tettheten av EPT arter var meget lav. Bunndyrsamfunnet i denne bekken er klart påvirket av partikkelavrenning.

7.5 Mørjerødbekken, Mørjebekken, Mørjetjernbekken og innløpsbekk til Bålsrudvatnet (Askedalsbekken).

Mørjerødbekken er satt som referansebekk for Mørjebekken, Mørjetjernbekken og innløpsbekken til Bålsrudvatnet, se stasjoner i **Figur 38**.



Figur 38. Bunndyrstasjoner i Tveidalområdet

Tettheten av individer i prøven fra Mørjebekken var langt lavere enn i Mørjerødbekken, særlig i 2007. Det var også langt færre hovedgrupper av bunndyr. Det var totalt fravær av filtrerende organismer. Det er sannsynlig at den lave tettheten av bunndyr og fravær av filtrerende organismer i Mørjebekken skyldes partikkelpåvirkning. Utløpsbekken fra Mørjetjernet (her kalt Mørjetjernbekken) ble bare prøvetatt i 2007. Bunndyrsamfunnet her lignet det i Mørjerødbekken. Antall knottlarver var høyere enn i Mørjerødbekken. Bunndyrsamfunnet i denne bekken synes derfor i liten grad å være partikkelpåvirket. Bare de minste partiklene vil komme gjennom Mørjetjern uten å sedimentere.

Det biologiske mangfoldet målt som EPT arter var lavt i alle bekkene i 2006 med totalt 6 arter i Mørjerødbekken og 1 art i Mørjebekken. Påtagende dette året var fravær av den meget vanlige døgnflueslekten *Baetis*. I en så stor bekk er dette, som nevnt for Tildrebekken, er fravær av *Baetis* en sterk indikasjon på at bekken i perioder har surt vann. pH målinger fra Mørjerødbekken viste imidlertid ikke surt vann. Dessuten ble det i 2007 påvist en annen forsuringfølsom art *Caenis horaria*, noe som da også viser at vannet ikke har vært surt. Totalt fravær av *Baetis* i bekker av denne størrelse, uten forsuring eller annen giftpåvirkning, og uten vesentlig partikkelforurensning, er meget uvanlig. I utløpet av innsjøer eller i strykpartier nedstrøms lengre partier helt stilleflytende områder kan bekker teoretisk tømmes for døgnfluer av denne typen. Heller ikke en slik situasjon synes å være tilfelle her. Det er derfor meget uklart hva som har forårsaket fravær av *Baetis*. *Baetis* arter er imidlertid funnet i Mørjetjernbekken (bekken nedstøms Mørjetjern, bare prøvetatt i 2007), men bare enkelte få individer.

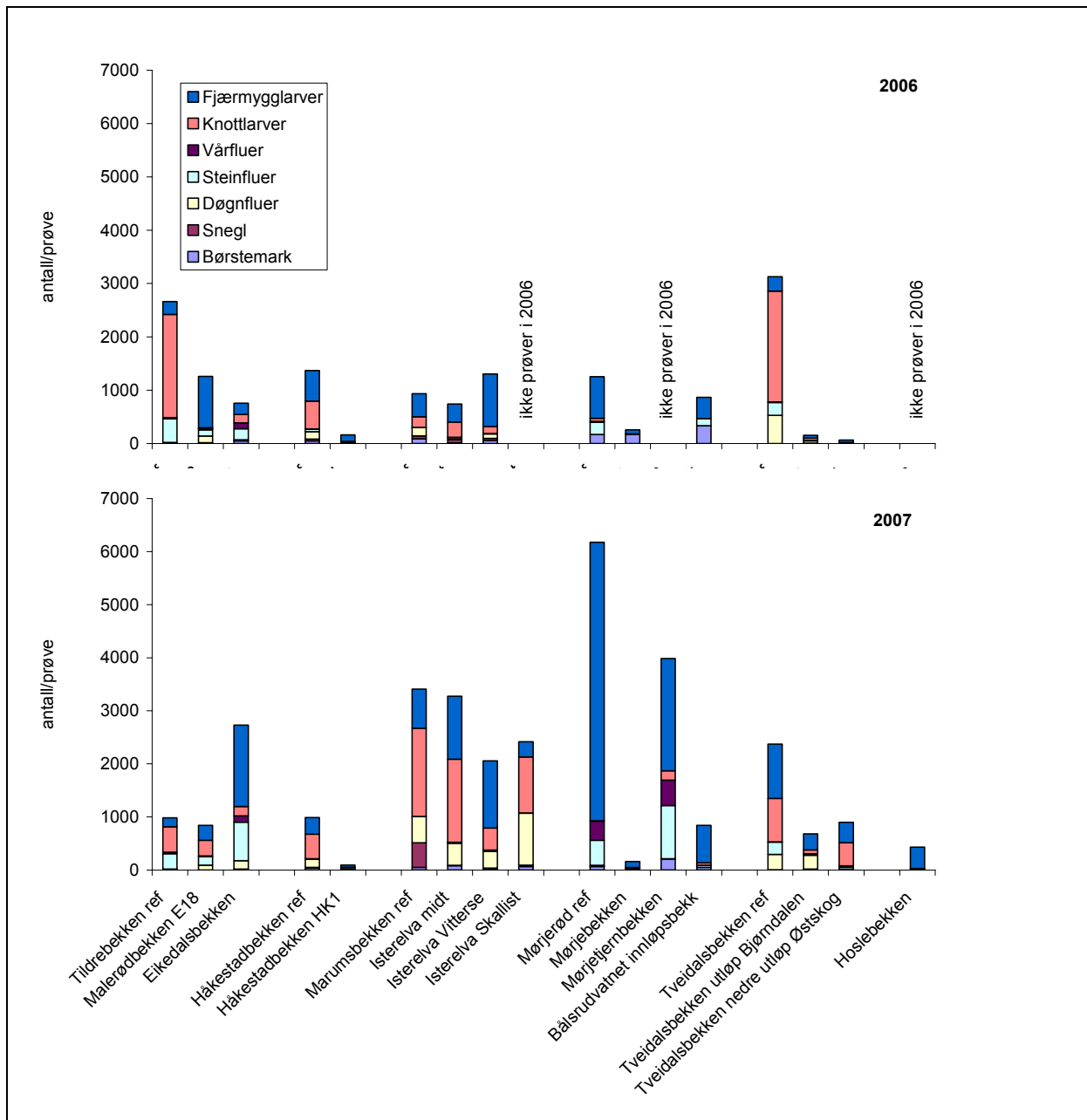
I innløpsbekken til Bålsrudvatnet var det få hovedgrupper og den totale tettheten var lav både i 2006 og 2007. Filtrerende organismer ble ikke funnet i 2006, men et lite antall ble funnet i 2007. Det er meget mulig at fraværet av filtrerende organismer skyldes partikkelpåvirkning også i denne bekken, men bunnsstratet her er også naturlig mindre egnet for knottlarver.

Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall EPT arter var meget lavt med bare én steinflueart i 2006 og én steinflueart og 2 vårfluearter i 2007. Alle var forholdsvis tolerante arter. Denne type bekker vil naturlig ha forholdsvis lav EPT. Det er imidlertid sannsynlig at det meget lave artsantallet her skyldes partikkelpåvirkninger.

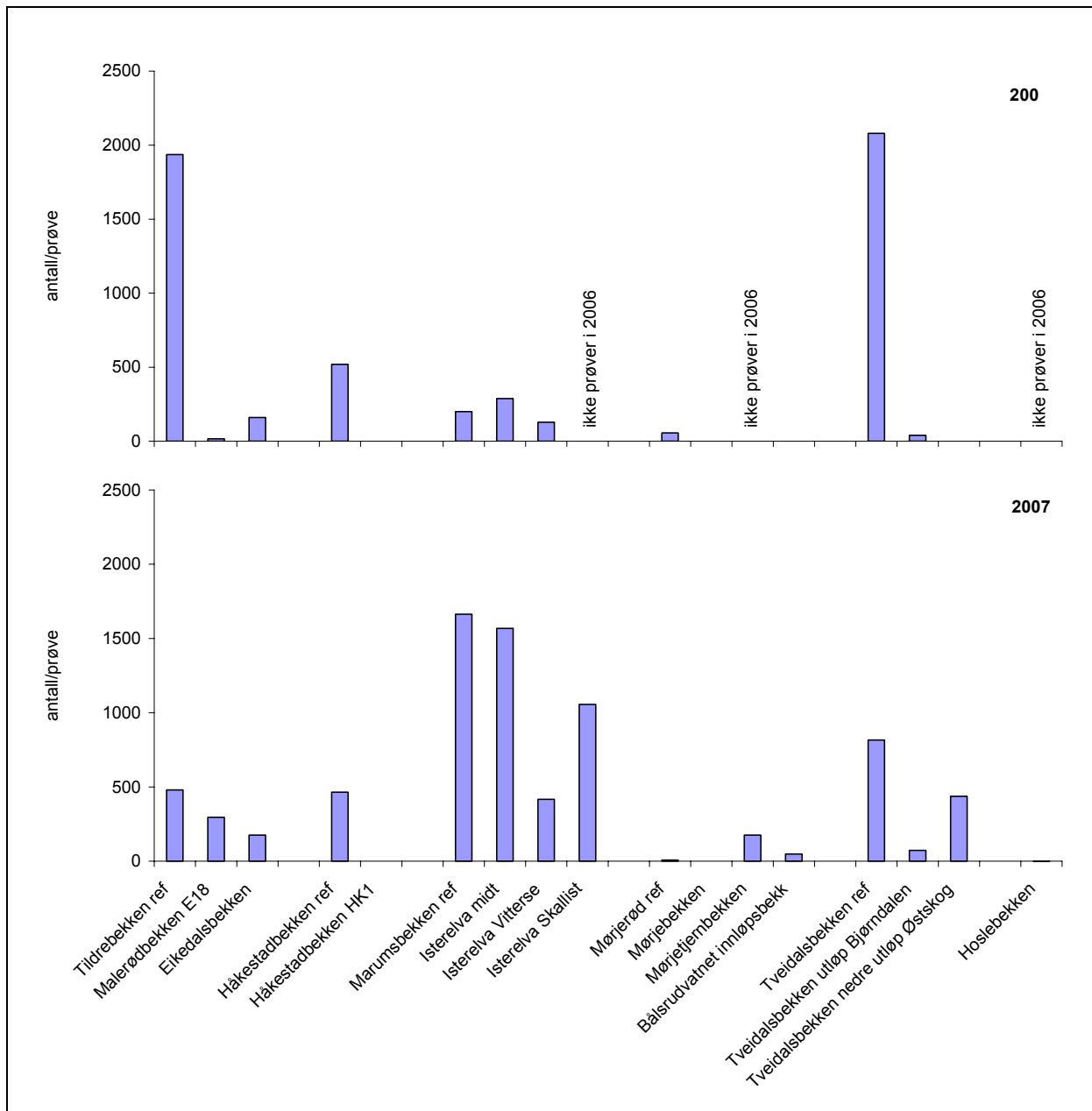
7.6 Tveidalsbekken

En liten sidebekk til Tveidalsbekken ved utløp Bjørndalen ble valgt som referanse. Det var noen færre hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i Tveidalsbekken både ved utløp Bjørndalen og utløp Østskog enn på referansen både i 2006 og 2007. Tettheten av individer var mye lavere på de to påvirkede stasjonene, særlig i 2006. Mens filtrerende organismer, først og fremst knottlarver, var meget tallrike på referansestasjonen, var de nesten eller helt fraværende på de påvirkede stasjonene i 2006. I 2007 ble det registrert knottlarver i betydelig antall, særlig på nederste stasjon (Østskog). Det er meget sannsynlig at redusert tetthet og fravær av filtrerende organismer skyldes partikkelpåvirkningen. Virkningen på bunndyrsamfunnet syntes å være lavere i 2007 enn i 2006.

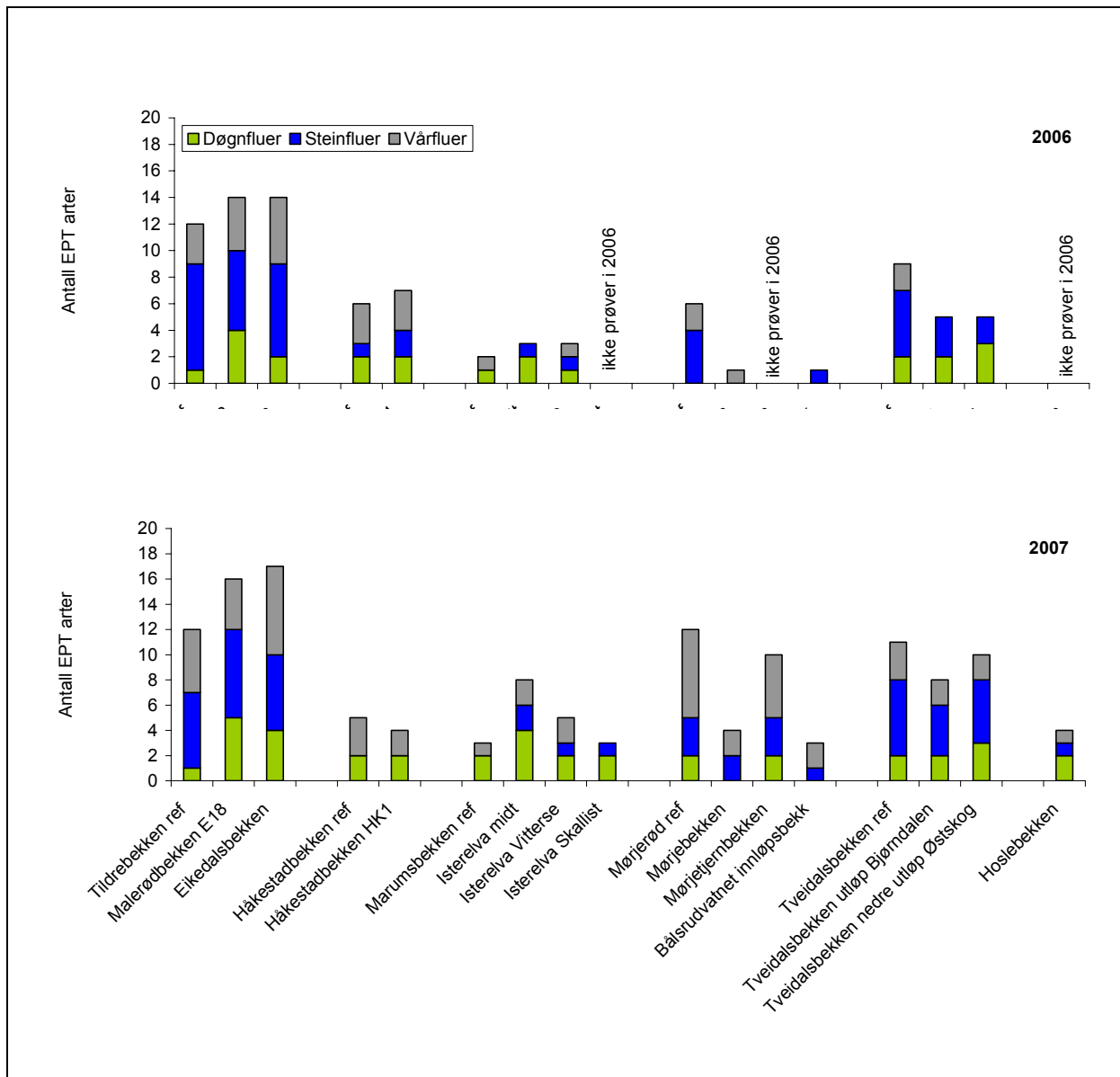
Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall EPT arter var forholdsvis lavt også på referansen. Ved de påvirkede stasjonene ble det ikke funnet vårfluer, og antall steinfluer var noe lavere i 2006 enn i 2007. I 2007 var det bare små forskjeller i EPT mellom stasjonene. Tettheten av EPT arter var imidlertid langt lavere på de påvirkede stasjonene, spesielt i 2006, noe som sannsynligvis skyldes partikkelpåvirkningen. Stasjonen ved utløp Bjørndalen ligger så nært nedstrøms den individrike referansen at en del av individene som registreres her har kommet inn fra referansestasjonen.



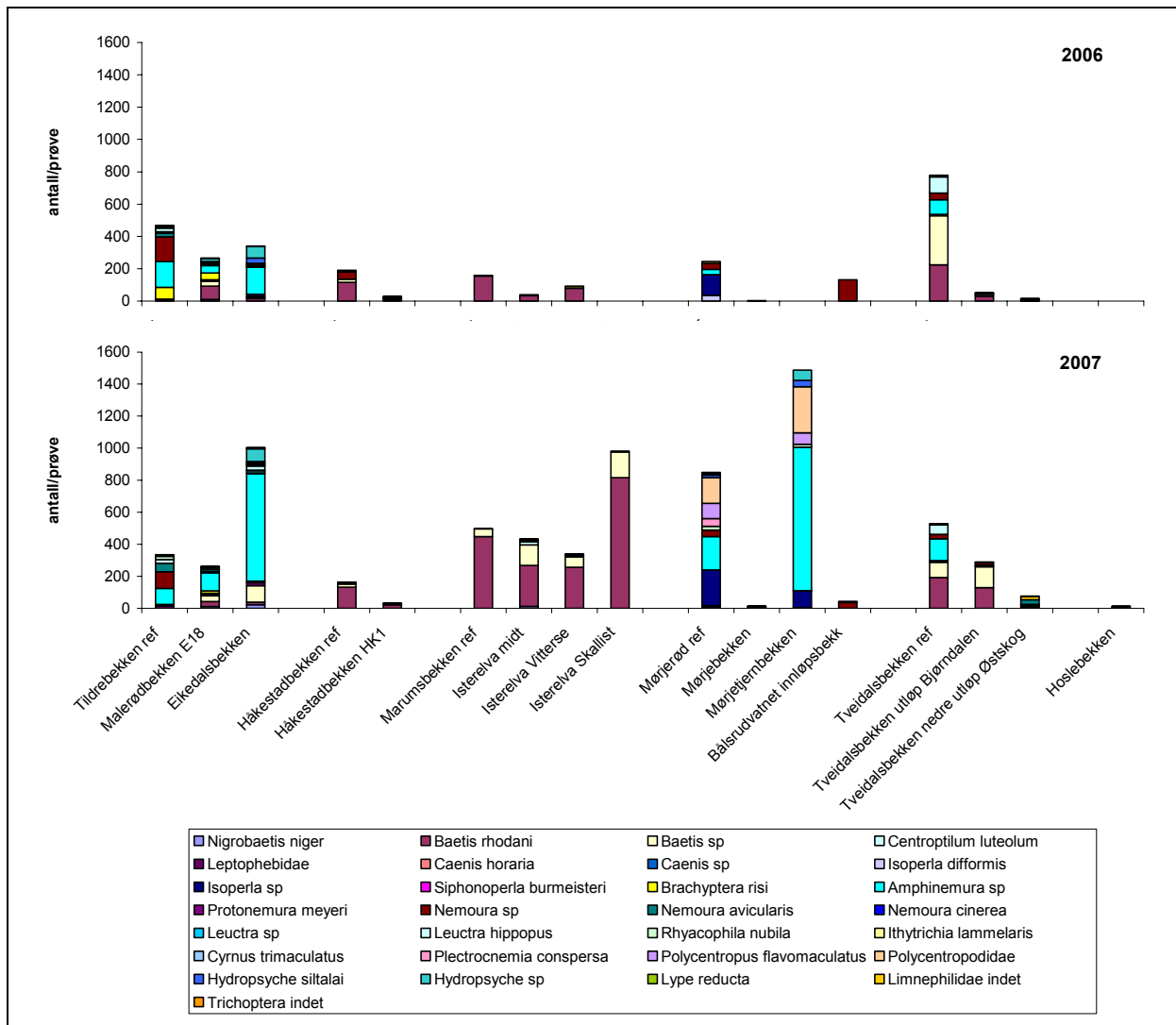
Figur 39. Vanligste hovedgrupper i bunndyrsamfunn i ulike bekker i november 2006 og 2007. Antall pr. prøve.



Figur 40.. Knottlarver i ulike bekker i midten av november 2007. Antall pr. prøve.



Figur 41. Antall EPT arter (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) i ulike bekker i november 2006 og 2007.



Figur 42.. Sammensetning og tetthet av EPT arter i 2007

8. Undersøkelse av begroing i bekkene

Begroing er et samlebegrep og omfatter alger, moser, bakterier og sopp som vokser på steiner, planter, og sedimentoverflate i rennende vann. Prøvene skal tas på lav vannføring på ettersommeren. Da det var stort sett mye vann i bekkene i sommer ble prøven tatt først 19.10.2007. Resultatene er fremstilt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Begroingsorganismer i prøvene samlet 19.10.2007 fra de angitte bekker

Organismer	prøve merket	Mørjerødkb REF.	Mørjebk	Askedalsbk	Tveidalsbk REF.	Utløp Bjørndalen	Utløp Østskogen	Paulerbek ved E18	Tildrebek	Eikedalsbk	Marumskb	Håkestadbk	Istrelva midt	Istrelv Vitterse
Blågrønnbakterier														
<i>Oscillatoria limosa</i>						xxx								
<i>Phormidium</i> sp. (4,5µ)		x												
<i>Phormidium</i> sp. (6µ)			x		xx									
<i>Phormidium</i> sp. (9µ)					x									
<i>Scytonema mirabile</i>										x				
<i>Tolypothrix</i> sp.										x				
Ubestemte tråder				x									x	
Grønnalger														
<i>Cladophora</i> sp.											60 %		x	
<i>Closterium</i> spp.		x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Cosmarium</i> spp.													x	
<i>Microspora amoena</i>											x			
<i>Microspora palustris</i> var. <i>minor</i> (9µ)														
<i>Mougeotia</i> sp. (8µ)				xx					xxx	xx				
<i>Mougeotia</i> sp. (24-26µ)				xx										
<i>Oedogonium</i> sp. (6-12µ)			xx			x		x						
<i>Oedogonium</i> sp. (24-29µ)						x					x			x
<i>Penium</i> sp.														
<i>Spirogyra</i> sp. (1K,R,17µ)					x	x							x	
<i>Spirogyra</i> sp. (1K,L,29-36µ)											x			
<i>Stigeoclonium</i> cf. <i>tenue</i>											x			
<i>Tetraspora</i> cf. <i>lubrica</i>									x					
<i>Ulothrix zonata</i>											x			
ubestemt <i>Ulothrichales</i>					xxx	xx								
Rødalger														
<i>Lamanea</i> sp.		x	x											
<i>Batrachospermum</i> sp.		x								x				
<i>Pseudochantrasia</i> stadium		xx	x					xx						x
Kiselalger														
<i>Cocconeis</i> sp.											xx			
<i>Cymbella ventricosa</i>													x	
<i>Cymbella</i> spp.				x		x								
<i>Diatoma vulgare</i>						xx	x							
<i>Fragilaria ulna</i>		x	x	xx		xxx	xxx				x		x	x
<i>Frustulia rhomboides</i>		x						x	x	x				
<i>Gomphonema</i> spp.											xxx			
<i>Melosira varians</i>											x		x	x
<i>Meridion circulare</i>				x	x	x	x							x
<i>Nitzschia</i> sp.													x	
<i>Surirella ovata</i>											x		xx	
<i>Tabellaria flocculosa</i>		xx				x		x			x			
Ubestemte kiselalger		xx	xx		xxx	xx	x	xx	x		xxx	x	xxx	xx
Moser														
<i>Fontinalis antipyretica</i>		30 %				xxx					30 %	<5%		30 %
<i>Fontinalis dalecarlica</i>										10 %				
<i>Mnium</i> sp. (terrestrisk mose)				xxx										
Ubestemt bladmose			<5%								30 %			30 %
Nedbrytere														
Jern/manganbakt. aggregat					xx			xxx	xxx					
Jern/manganbakt. tråder		xxx	x	x	xx		x	xxx		xxx				
sopphyfer			xx											
<i>Sphaerotilus natans</i>		xx	xx	xx		xx	x			x	xx			xx
<i>Tetracladium</i> sp.											x			x
<i>Ciliater</i> , frittstående			x								x			x
<i>Vorticella</i> sp.		x	x					x		x				
Diverse														
Uorganiske partikler			xxx	xxx		xxx	xx					xxx	xxx	xx

Bekkene som hadde mest partikler, som Håkestadbekken og Askedalsbekken, hadde svært lite begroingsorganismer. Trolig er det for lite lys i det grumsete vannet. Tildrebekken, som er referanse for Paulerbek E18 og Eikedalsbekken, var dominert av forsuretolerante rentvannsarter. Flere av bekkene hadde forekomster av bakterien *Sphaerotilus*, noe som tyder på utløp av lett nedbrytbart organisk materiale som urensset kloakk eller husdyrgjødsel. Dette gjaldt Istrelva, Marumsbekken,

Utløp Bjørndalen, Askedalsbekken, Mørjebekken og Mørjerødbekken. Marumsbekken var kraftig begrodd av næringskrevende arter, noe som hovedsakelig skyldes på landbruksforurensning.

9. Undersøkelse av fisk i bekkene

9.1 Innledning

Små bekker og kystvassdrag er svært viktige for produksjon av Sjørret (*Salmo trutta* L). I Larvik kommune finnes det i dag 10 sjørrettførende bekker, med en samlet fiskeførende lengde på 30 km. Antall bekker og tilgjengelig strekning for oppvandrende ørret er blitt betydelig redusert, blant annet på grunn av kanalisering og rørlegging, etablering av ulike vandringshinder og ødeleggelse av bekkeløp. Dette har redusert produksjonsarealet for sjørret betydelig. Samtidig er bekkene påvirket av jordbruk og andre aktiviteter i nedbørfeltene. Erosjon og partikkelavrenning er en av mange påvirkningsfaktorer, og i Larviksområdet er steinstøv fra bergindustrien en av kildene til økt partikkelmengde i flere ørretbekker.

Mange av bekkene i Vestfold som benyttes av sjørret har et naturlig høyt innhold av partikler i flom- og regnperioder fordi de drenerer områder med fine løsmasser og havleire, og fiskesamfunnene er på mange måter tilpasset disse forholdene. Problemer oppstår når aktiviteter i nedbørfeltet fører til økt partikkelavrenning ut over det naturlige. Høye konsentrasjoner finpartikulært materiale i vannmassene og sedimentering av partikler på bunnsubstratet kan påvirke fisk på flere måter, blant annet gjennom

- økt dødelighet på rogn og yngel som følge av klogging og gjentetting av bunnsubstrat med påfølgende redusert vannstrøm gjennom substratet og over eggene og nedsatt oksygentilførsel
- økt gjelleslitasje med resultat at fisken svekkes
- redusert vekst på grunn av dårligere næringsgrunnlag (nedsatt produksjon av næringsdyr) og nedsatt siktedyp som vanskeliggjør næringsøk
- endret vandringsmønster

På Østlandet oppholder sjørrettyngelen seg i bekkene fra 1-3 år før uvandring til sjø i april/mai. Et høyt partikkelinnhold i vann vil først og fremst utgjøre et problem for ørrettyngel og stasjonær ørret som oppholder seg i bekken over lengre tid. Oppvandrende gytefisk om høsten kan dra nytte av uklart vann ved at fisken blir mindre eksponert og kan lettere gjemme seg, og erfaringsmessig skjer ofte gytevandringen på høsten i perioder med økt vannføring og høyt partikkel-innhold i vannet.

Ikke alle typer partikler er like skadelige, og fine partikler fra harde bergarter som Larvikitt, er de minst skadelige på grunn av rund og lite kantede form. Sammenhengen mellom partikkelmengden og skader på fisk kan være vanskelig å påvise, men generelt øker risikoen for skader med økte konsentrasjoner. I henhold til veileder "Water Quality Criteria for Freshwater Fish", utarbeidet av Den Europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC i Europeiske elver, er det ikke observert skader under en partikkelkonsentrasjon på 25 mg/l.

Partikkelkonsentrasjoner og effekter av disse kan grovt klassifiseres slik:

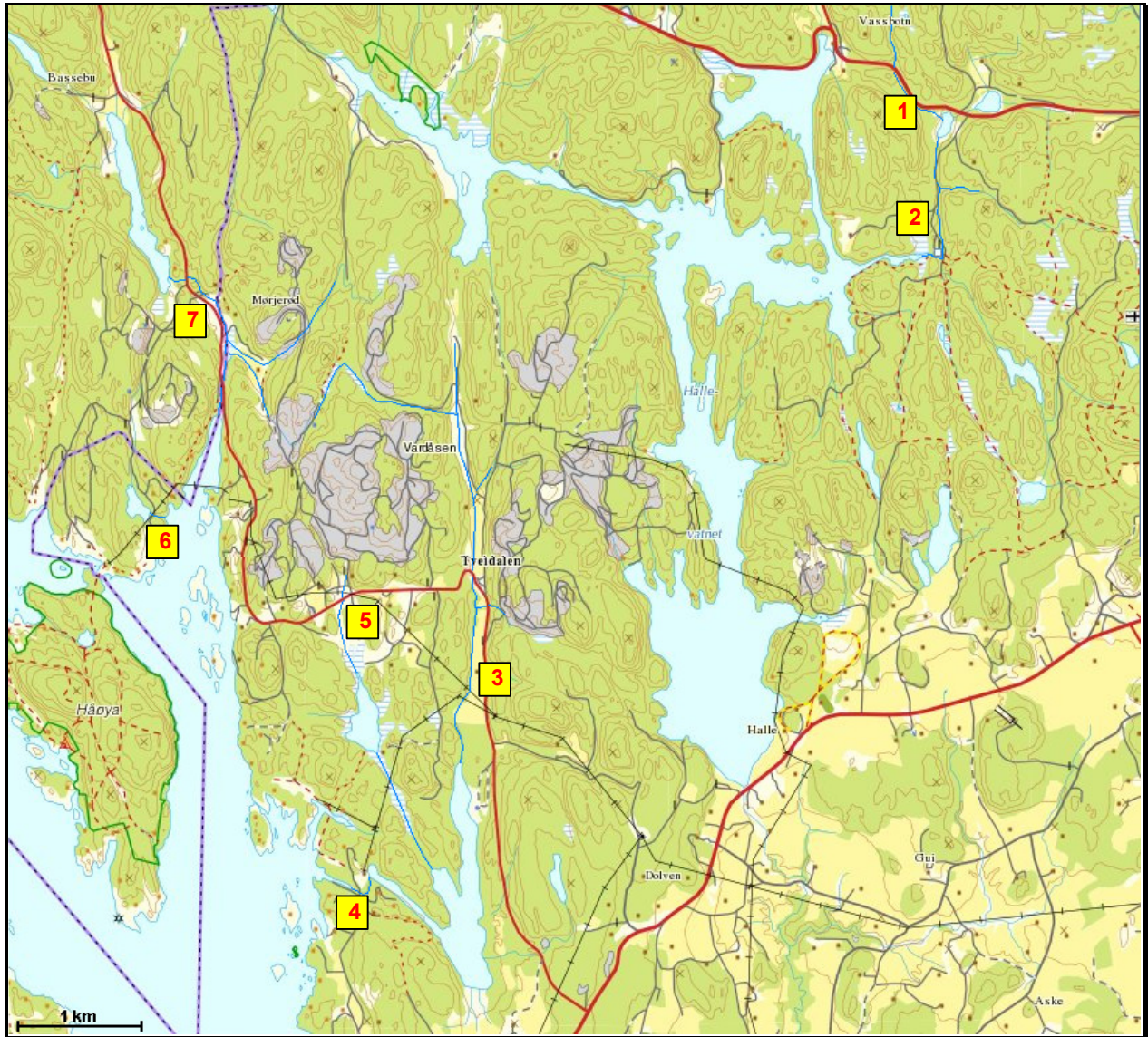
- < 25 mg/l; ingen konkrete bevis for skadelige effekter på fisk
- 25-80 mg/l; mulig å opprettholde god til moderat fiskeproduksjon
- 80-400 mg/l; vanskelig å opprettholde god fiskeproduksjon
- >400 mg/l; dårlig eller ingen fiskeproduksjon

Normene ikke er utarbeidet for ørret, og ørret kan påvirkes negativt ved lavere turbiditeter enn dette.

9.2 Prøvetakingsområder

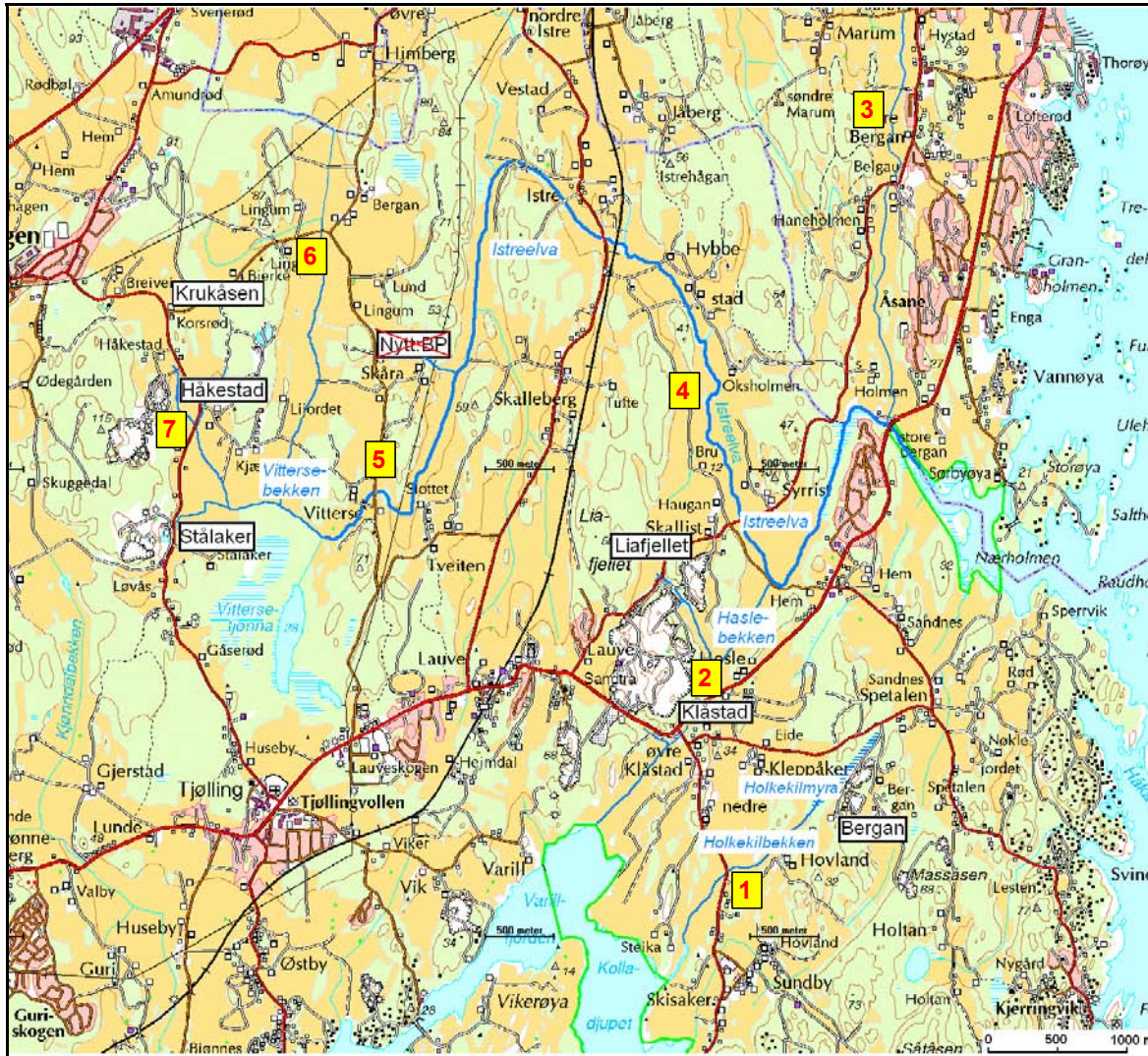
De to hovedområdene for prøvetaking er vist i **Figur 43** og **Figur 44**. Detalj kart over de ulike bekkesystemene der det er gjort fiskregistreringer er vist i del-kapitlene for hvert enkelt bekkesystem. Bilder fra stasjonene for fiskeundersøkelser og fra bekkesystemene er vist i Vedlegg 1.

9.2.1 Bekkesystemer i Malerød- og Tveidalsområdet



Figur 43. Fiskeundersøkelser. Kart over prøvetakingsområdet Larvik vest; områdene rundt Tveidalen og Malerød: 1) Malerødbekken (innløp til Paulertjern), 2) Eikedalsbekken (utløp fra Paulertjern, innløp til Hallevannet), 3) Tveidalsbekken (innløp til Torpevannet), 4) Barkvikbekken (utløp fra Torpevannet), 5) Askedalsbekken (innløp Bålsrudtjern), 6) Buadambekken, 7) Mørjerødbekken m/sidebekker.

9.2 Bekkesystemer i Tjøllingområdet



Figur 44. Fiskeundersøkelser. Kart over prøvetakingsområdet Larvik Øst; 1) Holkekilbekken, 2) Haslebekken, 3) Marumbekken (Virikbekken), 4) Istreelva v/Hybbestad, 5) Istreelva v/Vitterse, 6) Vittersebekken (Istreelva øverst), 7) Håkestadbekken.

9.3 Prøvetaking

Bonitering og prøvafisket i 2007 ble gjennomført i to perioder, en i juli og en i august. I første periode, 11 – 12. juli, var det forholdsvis høy vannføring i de fleste bekkene etter en periode med mye nedbør, og på grunn av uklart vann (høy turbiditet) ble kun tre bekker undersøkt. Disse var Mørjerødbekken med sidebekker, Eikedalsbekken og Malerødbekken. I tillegg ble bekken fra Buadammen og Holkekilbekken undersøkt, men disse har ingen fiskeproduksjon. Andre periode ble gjennomført i perioden 14 – 17. august, og de resterende bekkene ble da undersøkt; Barkevikkbekken, Tveidalsbekken og Istrelva med tilførselsbekker. Ved undersøkelsene 14. august var det noe høy vannstand, men det var forholdsvis klart vann i de fleste systemene. Mye nedbør det påfølgende døgnet medførte høy vannstand og stor partikkelmengde (høy turbiditet), og undersøkelser i Istrelva kunne ikke gjennomføres før 17. august. Vannstanden var da gått noe ned og fiskeregistreringer (el-

fiske) kunne gjennomføres uten store problemer. Vannstanden og fargen i sidebekkene til Istrelva var fin, men i selve Istrelva var vannstanden noe høy og vannet var brunfarget. Elektrofisket ble allikevel gjennomført på en grei og forsvarlig måte på de to stasjonene som ble undersøkt. Registrering av voksen-/gytefisk på høsten ble gjennomført 23 - 25. oktober 2007 etter en lang periode uten regn og lav vannstand.

I 2008 ble ungfisk-registreringene gjennomført i perioden 4 - 6. august. Vannstanden i bekkene var lav, og med et par unntak pga. høy turbiditet, kunne fiskeregistreringer ved el-fiske gjennomføres uten store problemer. Gytefisk-registreringene ble gjennomført i perioden 15. - 18. oktober. Vannstanden i bekkene var forholdsvis lav, men noe høyere enn i 2007. Undersøkelsene ble konsentrert til midtre- og øvre deler av bekkene der sannsynligheten for å finne gyte- og standplasser for storfisk er størst.

Forekomsten av ungfisk ble registrert ved hjelp av elektrisk fiskeapparat (modell Paulsen). Prøvefisket ble foretatt på 1 - 3 stasjoner i hver bekk, og tok sikte på å kartlegge arts- og størrelsessammensetning og tetthet (målt som antall fisk per 100 m²) på de ulike stasjonene. Stasjonene ble valgt ut for at de skulle være representative for de ulike delene av bekken/elva med tanke på gyte- og oppvekstområder for ungfisk. På noen stasjoner var det vanskelig å gjennomføre tetthetsestimeringer, og fiskeundersøkelsene ble gjort med tanke på sammensetning, og da med spesiell fokus på tilstedeværelse av årsyngel (0+). Det undersøkte arealet på hver stasjon varierte fra ca. 100 til 300 m². Det ble ikke fisket på områder med sterkere strøm enn 1 m/s eller på dyp > ca. 70 cm. De fleste stasjonene ble prøvefisket 2 påfølgende omganger. Tettheten av fisk er da det totale antall fisk som ble registrert omregnet til antall per arealenhet. Noen stasjoner ble fisket 3 ganger for beregning av tetthet. Følgende formel for tetthetsberegninger av ungfisk ble da benyttet:

$$N = (6x^2 - 3xy - y^2 + y * (y^2 + 6xy - 3x^2)^{1/2}) / (18(x - y))$$

$$\text{der } x = 2C1 + C2 \quad y = C1 + C2 + C3$$

C1 = antall fisk fanget ved 1. omgang, C2 = antall ved 2. omgang og C3 = antall ved 3. omgang.

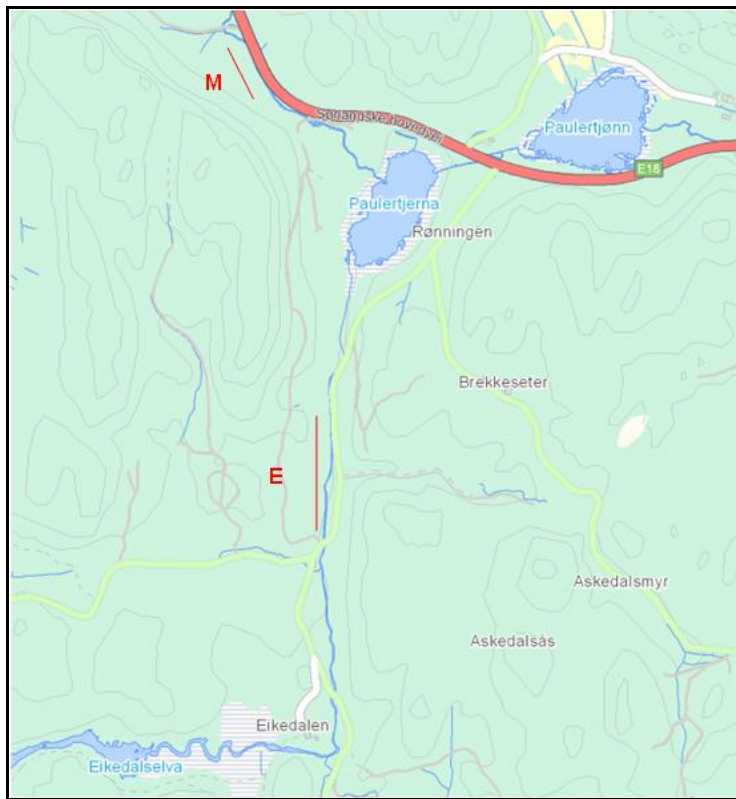
Fisken ble bestemt til art og lengdemålt til nærmeste mm fra snutespiss til avslutningen av halefinnens midtstråle (gaffellengde). Etter registreringene ble de sluppet tilbake i elva. Fisken ble ikke aldersbestemt. Årsyngel og ettåringer ble bestemt ut fra lengde.

Registreringer av gytefisk og gytegroper ble gjort ved befarung langs bekkene på dagtid, og ved hjelp av lys på kveld og natt. Bruk av lys er en velegnet metode i mindre elver og bekker med klart vann, spesielt på grunne partier. Stor fisk og gytefisk oppholder seg om dagen ofte i kulper og dypere partier eller i skjul under bakkekanter og røtter, spesielt tidlig i gyteperioden, og de er da vanskelig å oppdage. Når det blir mørkere på kvelden trekker de mot de grunnere gytepartiene, og bruk av lys er da en velegnet metode registrering av fisk. Metoden har vist seg å være effektiv og godt egnet til undersøkelsene i grunne og klare ørretbekker i Vestfold. Oppvandring av gytefisk er i stor grad påvirket av vannføring i bekken, og tidspunkt for oppvandring og gyting kan variere med 2-4 uker mellom år. Det er også forskjeller mellom de ulike bekkene. Sjøørreten oppholder seg som regel i bekken i kort tid (vanligvis bare noen få dager), og etter gyting vandrer de rask tilbake til sjø. Dette betyr at det uten regelmessige befarung kan være vanskelig å finne toppen for antall gytefisk til stede i bekken. Det er derfor viktig at tidspunktet for registreringene legges så nært opp mot det tidsrommet der det er mest sannsynlig å finne gytende ørret normalt siste halvdel av oktober (justert etter vannføring/flopperioder). Det er derfor nødvendig at telling av gytefisk kombineres med registreringer av gytegroper for å få et best mulig bilde på omfanget av gyting i bekken. Registreringer av gytegroper på typiske gyteområder for ørret kan gi en indikasjon på tettheten av gytefisk i elva. Områder der det har vært graveaktivitet i forbindelse med gyting registreres som lyse partier der begroingen er vasket vekk og som klare fordypninger/forhøyninger på elvebunnen. Denne metoden for registrering krever relativt liten vannføring og klart vann. Svakheten er at flere fisk kan gyte på samme område og at gytegroper i en del tilfeller kan være vanskelige å oppdage.



Figur 45.. Sjørørret på typiske gyteplasser.

9.4 Fisk i bekkene i Malerødområdet



Figur 46. Områder for elektrofiske og gytefiskregistreringer i Malerøbekken (M) og Eikedalsbekken (E) 2007 og 2008.

9.4.1 Malerøbekken

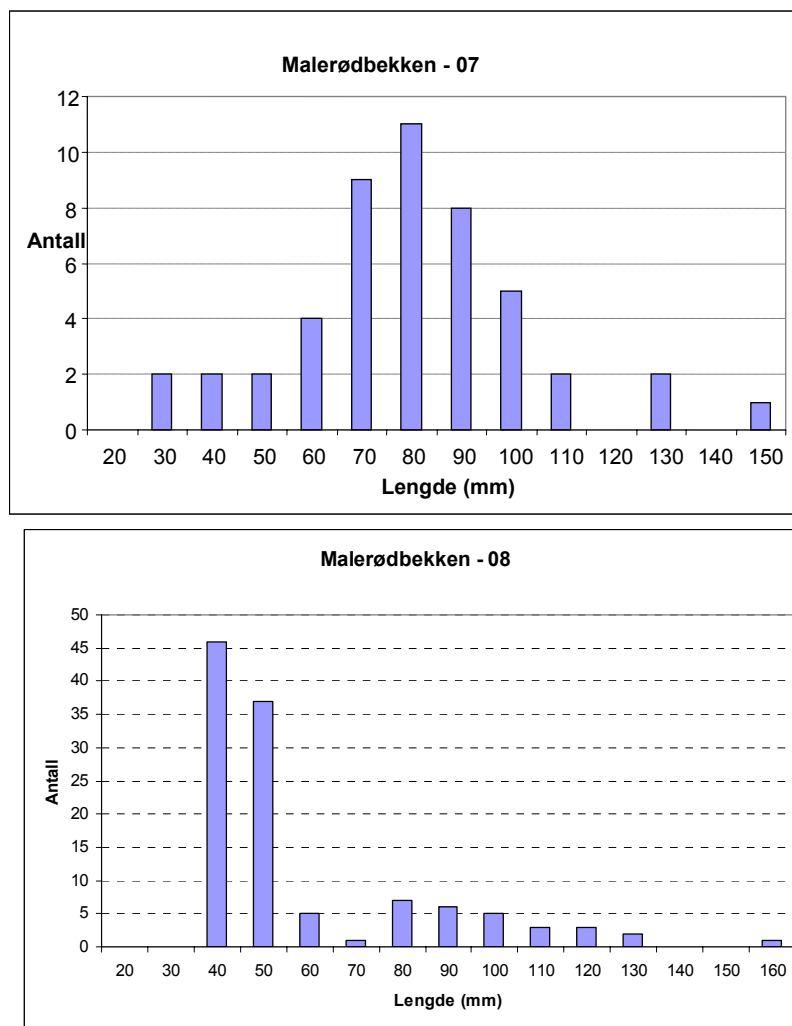
Stasjonen for prøvefiske i Malerøbekken lå like nedenfor der E-18 krysser bekken (Figur 46). Lokaliteten har middels sterk - sterk strømhastighet uten dypere kulper. Det var sterkast strøm i øvre del av strekningen, og noe roligere i nedre del. Bekkebunnen i området består av blokkstein, stein (knyttneve-stor og større), og noe grus. Strekningen har gode gytemuligheter, spesielt i de øvre 50 - 80

m av tilgjengelig streking for oppvandrende ørret (nedenfor kryssningspunktet for E-18). Nedenfor dette området er det et parti med blokk, stein og røtter, samt noen kulper som danner gode oppvekstforhold for yngel og for større ungfisk (>1+). Bekken renner gjennom granskog med noe løvtrevegetasjon og med tett undervegetasjon. Det ble ikke registrert partikkelavrenning fra steinbruddet under prøvetakingen, men vannet var svakt brunfarget. Bekken hadde en bredde på ca. 1,5 – 2 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på et ca. 60 m² stort areal med dyp 5 - 50 cm. Bilder fra bekken er vist i **Figur 142**

Det ble i 2007 til sammen fanget 49 fisk i Malerødbekken med en tetthet på 49 fisk per 100 m².

Fangsten bestod hovedsakelig av ettåringer (1+) i størrelsesgruppene 70 - 100 mm, med innslag av noen få årsyngel (0+) (**Figur 47**). Snittlengden på fangsten var 83 mm.

I 2008 ble det fanget 125 ørret, for det meste årsyngel (0+) (størrelse 40 - 60 mm), med en snittlengde på 63 mm. Tettheten var 125 per 100 m².



Figur 47. Lengdefordeling av ørret i Malerødbekken 2007 (øverst) og 2008.

9.4.2 Gytefiskregistreringer

Under høstregistreringen i 2007 var vannstanden i bekken svært lav. Det ble på strekningen som har potensielle gyteområder for ørret registrert 3 små gytegroper. Ingen gyteørret ble observert. Dette kommer trolig av at den lave vannføringen som gjorde at gytefisk ikke vandret opp i bekken.

Den 15. oktober 2008 ble det observert 28 gyteørret med størrelse ca. 0,1 – 0,3 kg. Ørreten var i gyting, og det ble registrert 17 gytegroper/områder, hvorav 13 lå i de øvre 50 m av tilgjengelig strekning for oppvandrende ørret på strekningen nedenfor krysningspunktet for E-18.

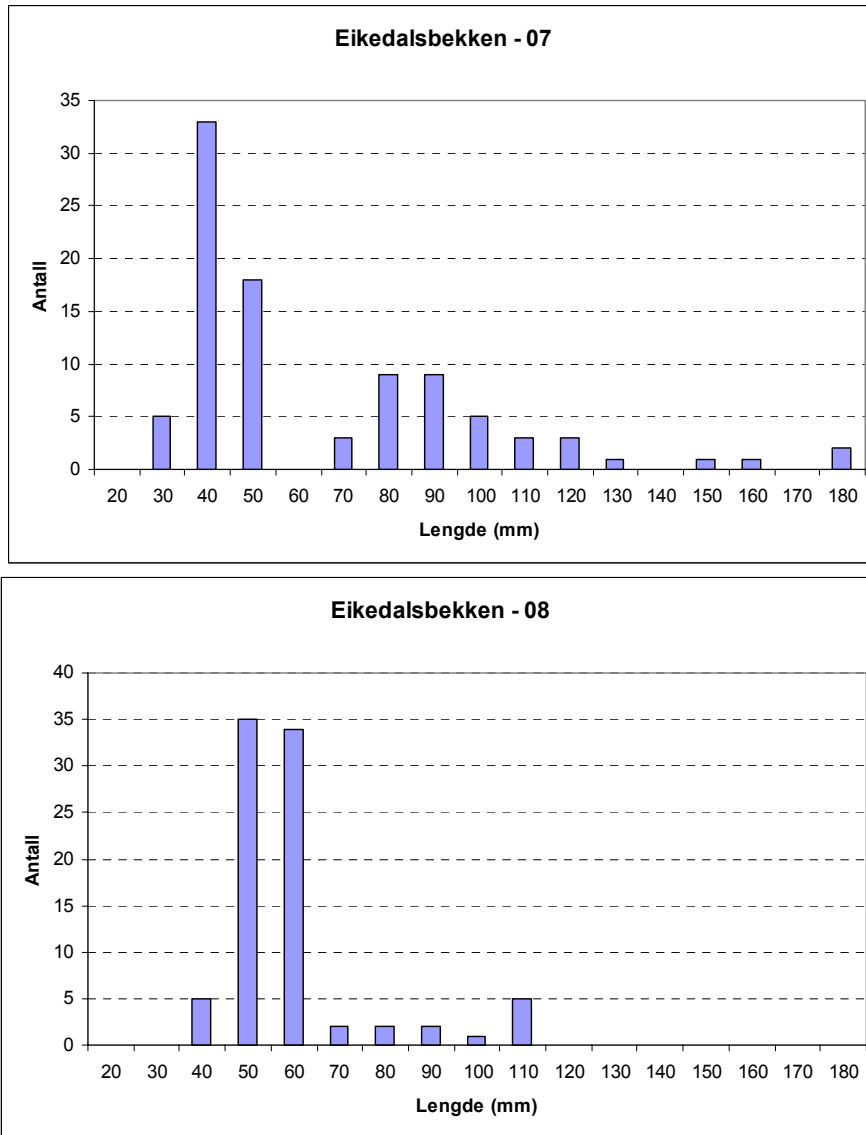
9.4.3 Eikedalsbekken

Stasjonen for el-fiske (E) lå i midtre del av bekken (**Figur 46**). Lokaliteten har middels sterk strøm med rolige partier. Elvebunnen i området består av grus og mindre stein med noe røtter og kvist. Gytemulighetene er gode, men området er mindre egnet som oppvekstområde for større ungfisk (>1+). Området er det klart viktigste reproduksjonsområdet i bekken for ørret i Hallevannet. Det ble ikke registrert avrenning av slampartikler fra steinbruddet under prøvetakingen i 2007 og 2008, men vannet var svakt brunfarget. Bekken hadde en bredde på ca. 2,5 – 3,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på et ca. 230 m² stort areal med dyp 5 - 40 cm. Eikedalsbekken i prøvetakingsområdet rant gjennom gammel, høy granskog med innslag av lauvtrær (2007). I løpet av vinteren/våren 2008 ble dette område snauhøgd, og på flere steder var det gjort skader på gyte- og oppvekstområder. I tillegg er det betydelige terrengskader like inntil som øker erosjon av humusholdige jordmasser fra skogbunnen til bekken. Deler av bekken er også rettet ut/kanalisert. Bilder fra bekken er vist i **Figur 140** og **Figur 141**.

Det ble i 2007 til sammen fanget 63 fisk, hovedsakelig 0+, med et lite innslag av ett- og to-åringer. Fiskematerialet hadde en snittlengde på 70 mm. Tettheten var 47 fisk per 100 m². I 2008 ble fiskeregistreringene foretatt på et ca. 140 m² stort areal. Totalt ble det fanget 125 ørret, hovedsakelig 0+, med en tetthet på var 89 fisk per 100 m² (**Figur 48**). 83 fisk ble lengdemålt, og snittlengden var 63 mm.

9.4.4 Gytetfiskregistreringer

Under gytetfiskregistreringene høsten 2007 (23. oktober) var vannstanden i bekken svært lav. Det ble på strekningen som har potensielle gyteområder for ørret, registrert til sammen 16 gytegroper. På flere av disse ble det sett gytende ørret, men fisken var liten av størrelse, anslagsvis 100 – 200 gram. Det har tidligere år vært observert gyteørret med størrelse opp mot 2-3 kg på samme område. På høsten 2008 (15. oktober) ble det observert 28 gyteørret. Av disse var det en fisk på anslagsvis 2 kg, to på ca. 1 kg og tre på ca. 0,5 kg. De resterende lå i størrelsesorden <0,1 – 0,3 kg. Fisken var i gyting, og det ble observert 28 gytegroper på strekningen fra første vegovergang over bekken og opp til området der bekken smalner av mot bergvegg.



Figur 48. Lengdefordeling av ørret i Eikedalsbekken 2007 (øverst) og 2008.

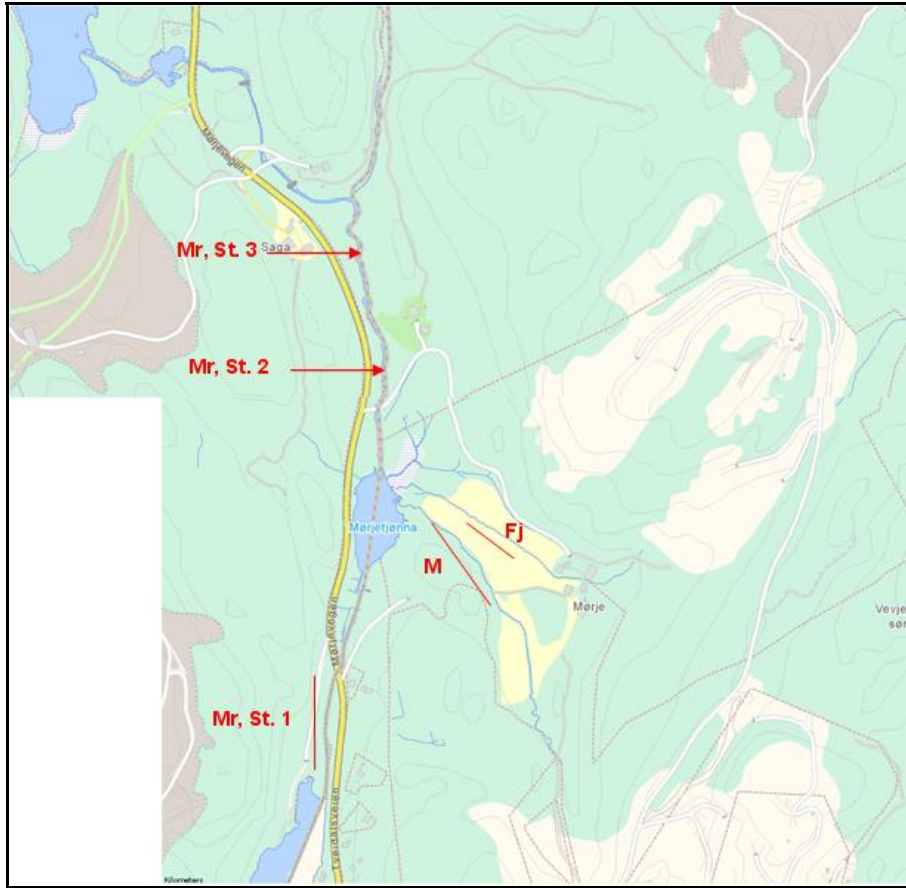
9.4.5 Konklusjon Malerødbekken og Eikedalsbekken

Malerødbekken og Eikedalsbekken hadde lave - moderate turbiditetsverdier i hele måleperioden (juni 2006 – november 2008). I forhold til flere av de andre bekkesystemene som inngår i undersøkelsene var partikkelinnholdet i vannmassene lavt, selv om det i Malerødbekken i enkeltperioder ble registrert relativt høyt partikkelinnhold (>20 FNU). Insektsfaunaen i bekkene er påvirket av partikler (reduert tetthet og antall filtrerende organismer), men det var ingen klare indikasjoner på at dette sammen med partikkelinnholdet i vannmassene påvirket rekruttering og overlevelse av ørret i bekkene. Det var god yngeltetthet i begge bekkene og en stor andel årsyngel. Yngelregistreringer i Eikedalsbekken i 2005 på samme område som i foreliggende undersøkelse (Reisz 2005), viste tilsvarende tetthet av ørretunger som i 2008.

I Eikedalsbekken har snauhogsten av granskogen langs bekken på undersøkelsesområdet med stor sannsynlighet påvirket reproduksjons- og oppvekstforholdene for ørret, både gjennom skader i bekkedunnen og terrengskader langs bekken (gir økt erosjon) (se bilder i **Figur 141**). I tillegg var mye kvistavfall dumpet i bekken, samt at fjerningen av skog gir økt solpåvirkning (lokaliteten er grunn og det er begrensede skjulmuligheter for fisk). Kanalisering/retting av bekkeløpet har også fjernet 2-3 gode gyteplasser for ørret der det ble registrert gyting i 2007.

9.5 Fisk i bekkene i Tveidalsområdet

9.5.1 Mørjerødbekken



Figur 49. Områder for el-fiske i Mørjerødbekken (Mr), Mørjebekken (M) og Fjellbobekken (Fj) 2007 og 2008. Gytefiskregistreringer ble gjort i hele Mørjerødbekkens lengde.

I 2007 ble fiske i Mørjerødbekken gjennomført på 1 stasjon (Mr, St. 1) nedenfor Mørjetjern, og i 2008 på 2 stasjoner (Mr, St. 2 og St. 3) ovenfor (**Figur 49**). I tillegg ble registreringer også gjort i Mørjebekken (M) og Fjellbobekken (Fj). Bilder fra Mørjerødbekken er vist i **Figur 143** og **Figur 144**.

St. 1 lå nederst i bekken ca. 50 m ovenfor utløp til sjøen og nedenfor der vegen krysser bekken. Lokaliteten har middels til sterk strømhastighet. Bekkebunnen i området består av grov grus, stein og blokk. Området har svært begrensede gytemuligheter, men er velegnet som oppvekstområde for yngel og ungfisk. Bekken renner gjennom et skyggefylt område med store løvtrær. Verken i 2007 eller 2008 ble det registrert partikkelavrenning fra steinbrudd under prøvetakingen, men vannet var svakt brunfarget.

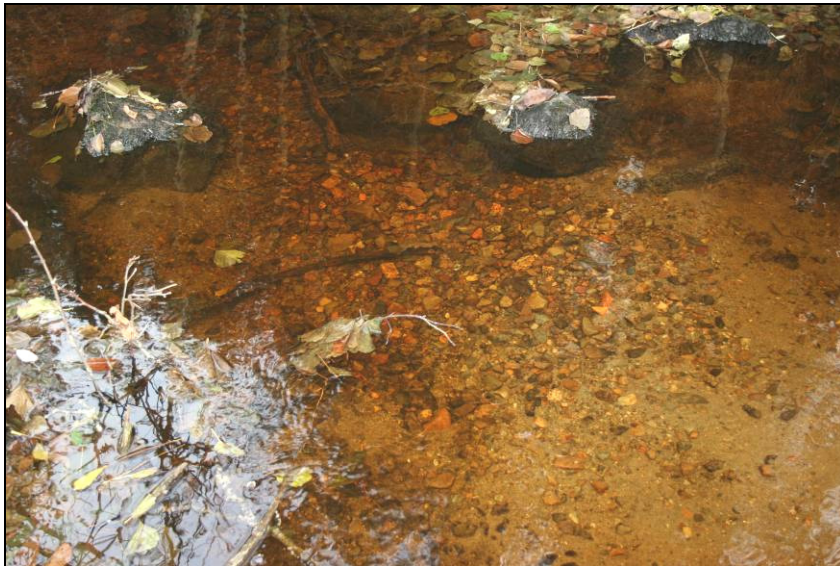
Fiskeregistreringene ble foretatt på et ca. 125 m² stort areal med dyp 10 - 50 cm. Bekken hadde her en bredde på ca. 2,5 – 3 m.

St. 2 lå ca. 100 m ovenfor utløpet i Mørjetjern. Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Bekkebunnen i området består av middels grov grus og noe stein. Området vurderes å ha gode

gytemuligheter, men er egnet mindre som oppvekstområde for yngel og ungfisk. Bekken renner gjennom et skyggefylt område med store løvtrær. Flere litt dypere partier med blokk, stor stein, kvist og røtter i nærområdet gir gode oppvekstforhold for ungfisk.

St. 3 i Mørjerødbekken lå ca. 150 m ovenfor St. 2. Lokaliteten har noe sterkere strømhastighet enn stasjon 2. Bekkebunnen i området består av middels grov - grov grus og noe stor stein. Området vurderes å ha gode gyteforhold for sjørret, og gode oppvekstforhold for yngel og ungfisk. På stasjonen renner bekken gjennom et skyggefylt område med store løvtrær. Flere litt dypere partier med blokk, stor stein, kvist og røtter i nærområdet har gode oppvekstforhold for ungfisk.

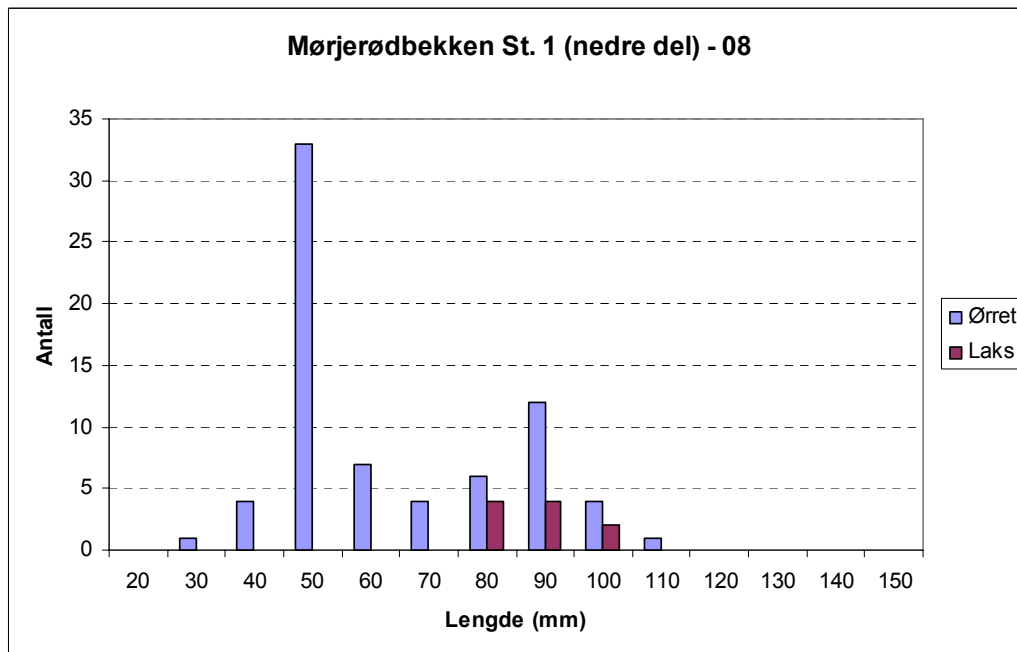
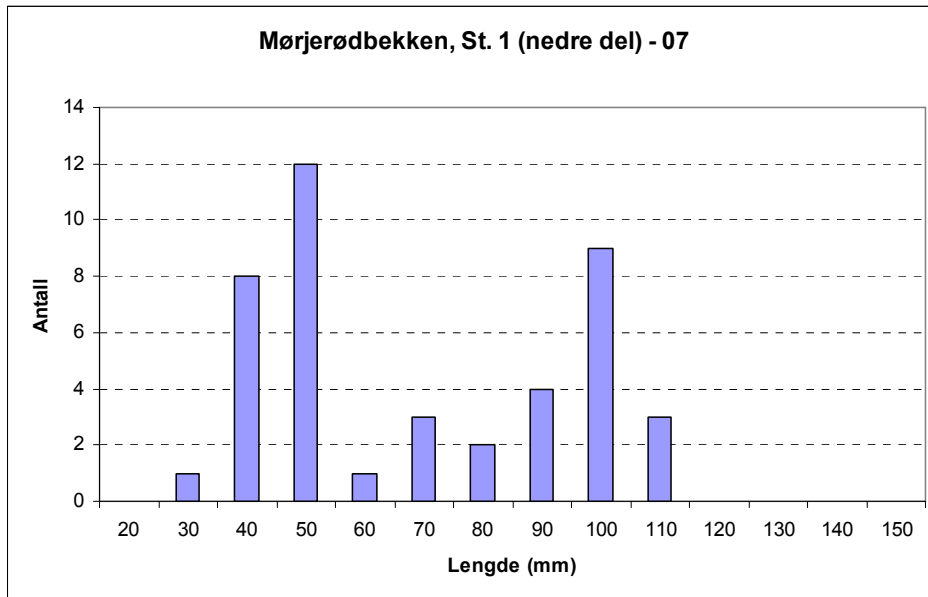
Gyteområdene for sjørreten i Mørjebekken ligger i all hovedsak på strekningen fra Mørjetjern og opp til der hovedvegen krysser bekken like nedenfor utløpet fra Langvatn, ovenfor området som blir påvirket av slam fra steinbruddet ved Mørjerød. Strekningen har mange gode gyteområder, men vurderes til generelt å være mindre egnet som oppvekstområde for yngel og ungfisk enn strekningen nedenfor Mørjetjern på grunn av stedvis homogent bunnsstrat uten skjulmuligheter. Strekningen har allikevel flere partier med gode oppvekstforhold.



Figur 50. Gyteplass for sjørret i Mørjerødbekken ovenfor Mørjetjern.

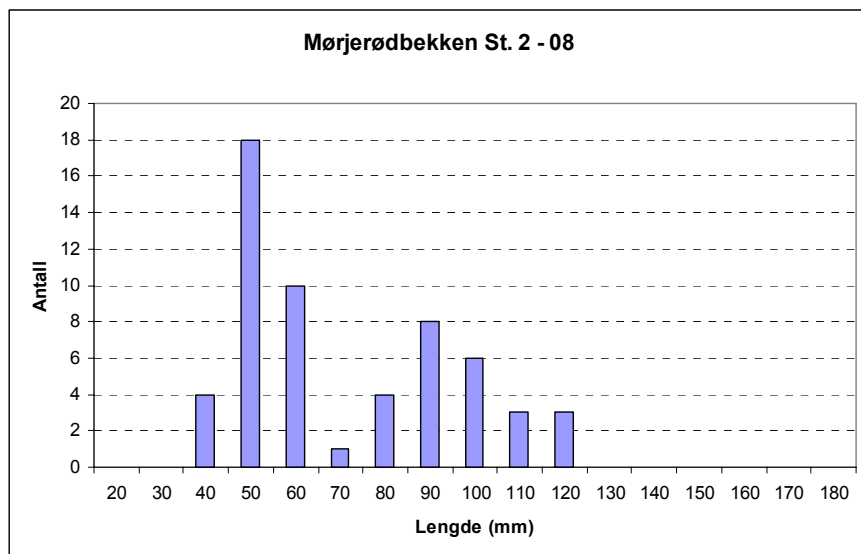
På St. 1 i Mørjerødbekken ble det i 2007 til sammen fanget 43 ørret med en tetthet på 34 fisk per 100 m². Fangsten bestod av 2 årsklasser, 0+ og 1+, med flest fisk i lengdegruppene 40, 50 og 100 mm (**Figur 51**). Gjennomsnittlengden var 75 mm.

I 2008 ble det til sammen fanget 80 ørret, og det ble også funnet et fåtall lakseunger (10 stk.). Total fisketetthet på stasjonen var 72 fisk per 100 m². Fangsten av ørret bestod, som året før, av 2 årsklasser, 0+ og 1+, med flest fisk i lengdegruppene 50 og 90 mm. De få lakseunger som ble registrert tilhørte alle aldersgruppen 1+.



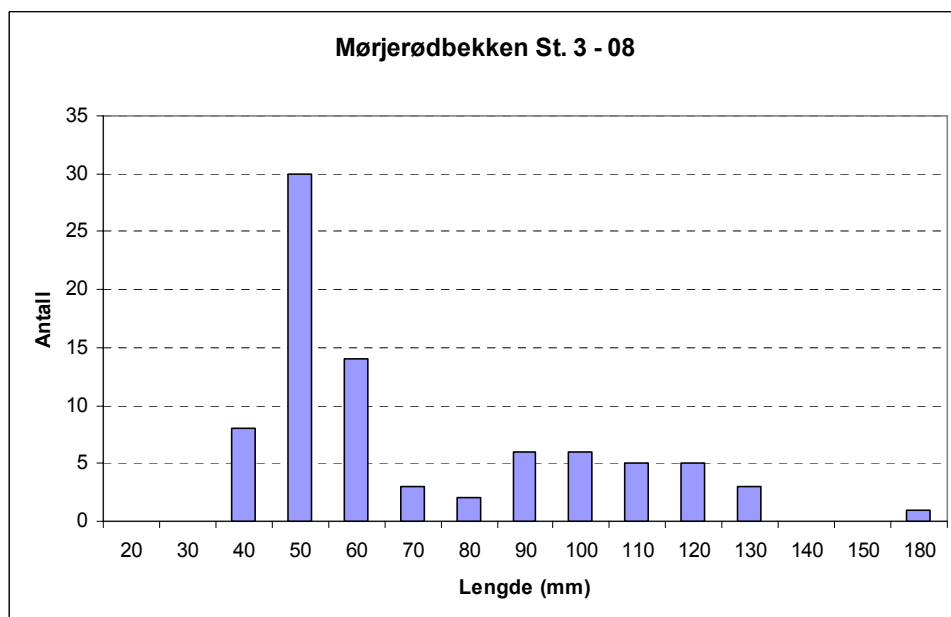
Figur 51. Lengdefordeling av ørret og laks på St.1 i Mørjerødbekken 2007 (øverst) og 2008.

På St. 2 ble det i 2008 til sammen fanget 57 ørret med en tetthet på 127 fisk per 100 m². Fangsten bestod av 2 årsklasser, 0+ og 1+, med flest fisk i lengdegruppene 50-60 og 90-100 mm (**Figur 52**). Fisken hadde en gjennomsnittslengde på 75 mm.



Figur 52. Lengdefordeling av ørret i Mørjerødbekken ovenfor Mørjetjern, St. 2, 2008.

På St. 3 ble det i 2008 til sammen fanget 83 ørret med en tetthet på 69 fisk per 100 m². Fangsten bestod av årsklassene 0+ og 1+, med flest fisk i lengdegruppene 50- 60 og 90 - 100 mm (**Figur 53**). Fisken hadde en gjennomsnittslengde på 76 mm.



Figur 53. Lengdefordeling av ørret i Mørjerødbekken ovenfor Mørjetjern, St. 3, 2008.

Gytefiskregistreringene i oktober 2007 og 2008 ble gjennomført i hele Mørjerødbekkens lengde. Ved befaringen den 24. oktober 2007 var det meste av gytingen trolig ferdig, og det ble på strekningen registrert 18 gyteproper/gytestrekninger. På de to øverste gyteområdene ble det registrert sjørret som fortsatt var i gang med gyting.

I 2008 ble første registrering gjort 15. oktober. Det ble da kun registrert 5 sjørret. Gyting var ikke begynt. Den 18. oktober ble det registrert 35 sjørret mellom ca. 0,8 – 3,5 kg ovenfor Mørjetjern og 5

nedenfor, og gyting var i gang. Av disse var det 6 fisk på anslagsvis mellom 2,5 – 3,5 kg. Totalt ble det på strekningen registrert 29 gytegroper/gytepartier.



Figur 54. Sjøørret på gyteplass i Mørjerødbekken, oktober 2008

9.5.2 Fjellbobekken

Fjellbobekken (nordre tilførselsbekk til Mørjetjern) drenerer nordre brudd ved Mørje. Det var ingen partikkelavrenning under prøvetakingen i 2007. Bekken er svært liten og grunn med bunnsubstrat bestående av sand og blokkstein. Bekken er dekket med tett, overhengende vegetasjon.

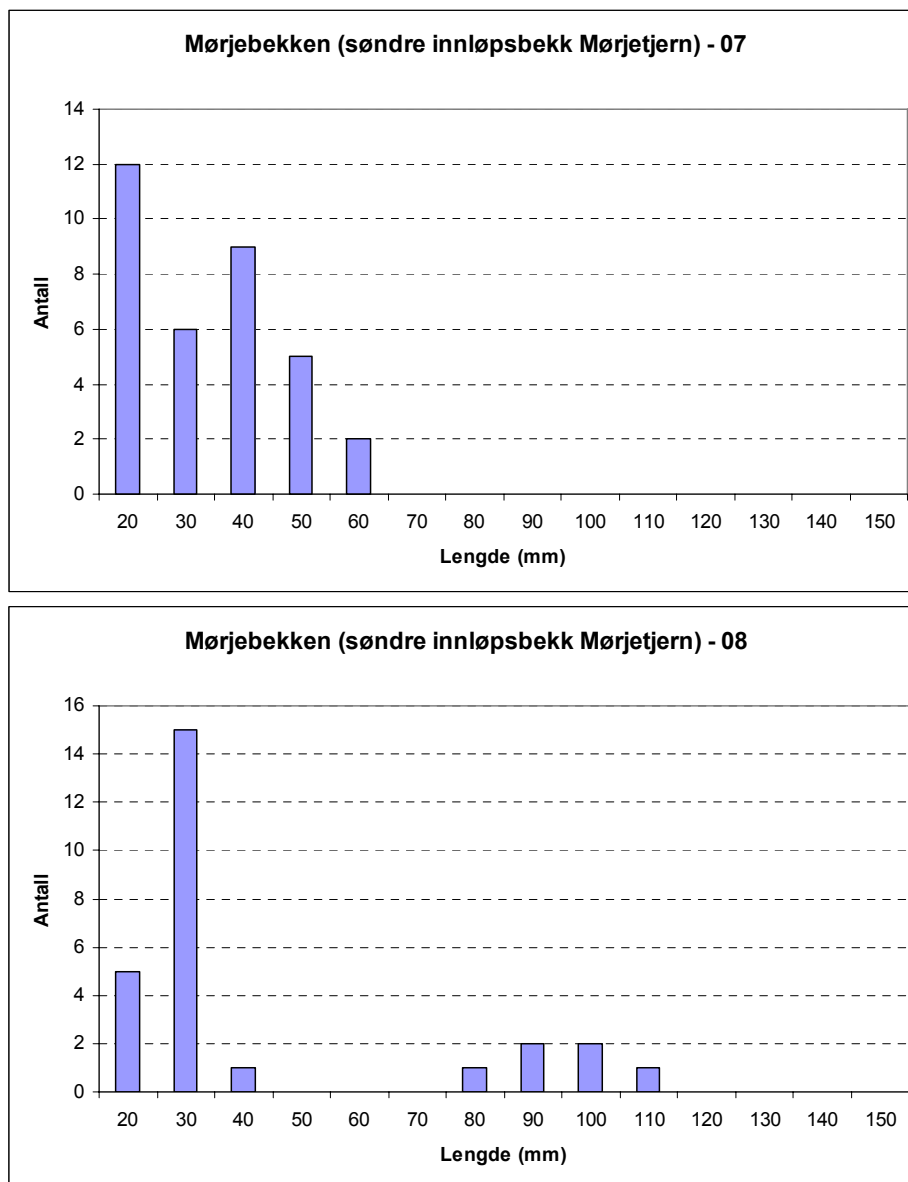
Gytemulighetene er vurdert som dårlige. Det ble i 2007 registrert god tetthet av årssyngel (0+). Det ble ikke prøvetatt fisk fra bekken. Bekken ble ikke fisket i 2008.

9.5.3 Mørjebekken

Mørjebekken (søndre innløpsbekk til Mørjetjern) drenerer søndre brudd ved Mørje og brudd ved Vardåsen. Det var ingen partikkelavrenning under prøvetakingen. Bekken er svært liten og grunn med bunnsubstrat bestående av sand og blokkstein. Bekken er dekket med overhengende vegetasjon.

Gytemulighetene er vurdert som dårlige. Bekken er vesentlig kaldere enn andre bekker som inngår i denne undersøkelsen. Bilder fra Mørjebekken er vist i **Figur 145**.

Det ble i 2007 registrert god tetthet av årssyngel (0+) og 1-åringer. Årssyngel dominerte i fangsten. Størrelsen på yngelen er svært liten (gjennomsnitt 38 mm) i forhold til alle andre bekker som inngår i denne undersøkelsen, og det var kun i denne bekken det ble registrert fisk i størrelsesgruppen 20 mm. Også i 2008 var 0+ klart dominerende aldersgruppe, og i likhet med året før var størrelsen på fisken liten. Det ble fanget et lite antall fisk med størrelse 80 – 110 mm (**Figur 55**). Totalt ble det i 2008 fanget 27 ørret med en tetthet på 90 fisk per 100 m².



Figur 55. Lengdefordeling av ørret i Mørjebekken (søndre tilløpsbekk til Mørjetjern) 2007 (øverst) og 2008.

9.5.4 Konklusjon Mørjerødbekken og Mørjebekken

Mørjerødbekken ovenfor Mørjetjern er ikke påvirket av partikler fra steinindustrien, og denne delen av bekken er hovedområde for produksjon av sjørret i dette bekkesystemet. Stasjonene (St. 2 og 3) som ble undersøkt hadde god tetthet av yngel (0+ og 1+). På St. 1 som lå nedenfor Mørjetjern, er det periodevis høye konsentrasjoner av partikler i vannmassene, men det er ikke foretatt turbiditetsmålinger i denne delen av bekkesystemet. Insektsfaunaen i Mørjerødbekken ovenfor og nedenfor Mørjetjern hadde store likhetstrekk og syntes i liten grad å være partikkelpåvirket. Dette tilsier naturlig godt næringsgrunnlag for ungfisk av ørret. Det var ingen påviselig effekt av partikkelavrenning fra steinbruddet i området, på rekruttering og overlevelse av sjørret i den nedre bekk (som er påvirket). Alle stasjonene i Mørjerødbekken hadde god yngeltetthet og en stor andel årsyngel.

Mørjebekken hadde periodevis svært høye konsentrasjoner av partikler (<200 FNU) i måleperioden (juni 2006 – november 2008), og insektsfaunaen var tydelig partikkelpåvirket (færre hovedgrupper, lavere tetthet enn Mørjerødbekken, med bl.a. fravær av filtrerende arter). Dette gir et dårlig næringsgrunnlag for ørretunger. Det foregår gyting i bekken, men trolig ved et lite antall fisk. Det ble registrert god tetthet av årsyngel, men bidraget fra Mørjebekken til den totale fiskeproduksjonen i vassdraget er trolig lite. Det er ikke noe som tyder på at partikkelmengden i bekken gir akutt dødelighet på rogn og yngel. Men, lav snittstørrelse på ørretungene (0+) (laveste av alle bekkene i denne undersøkelsen) kan være et resultat av høy turbiditet og et dårlig næringsgrunnlag. Bekkevannet har jevnt over en lavere temperatur enn Mørjerødbekken, noe som kan medvirke til den dårlige veksten.

9.5.5 Tveidalsbekken



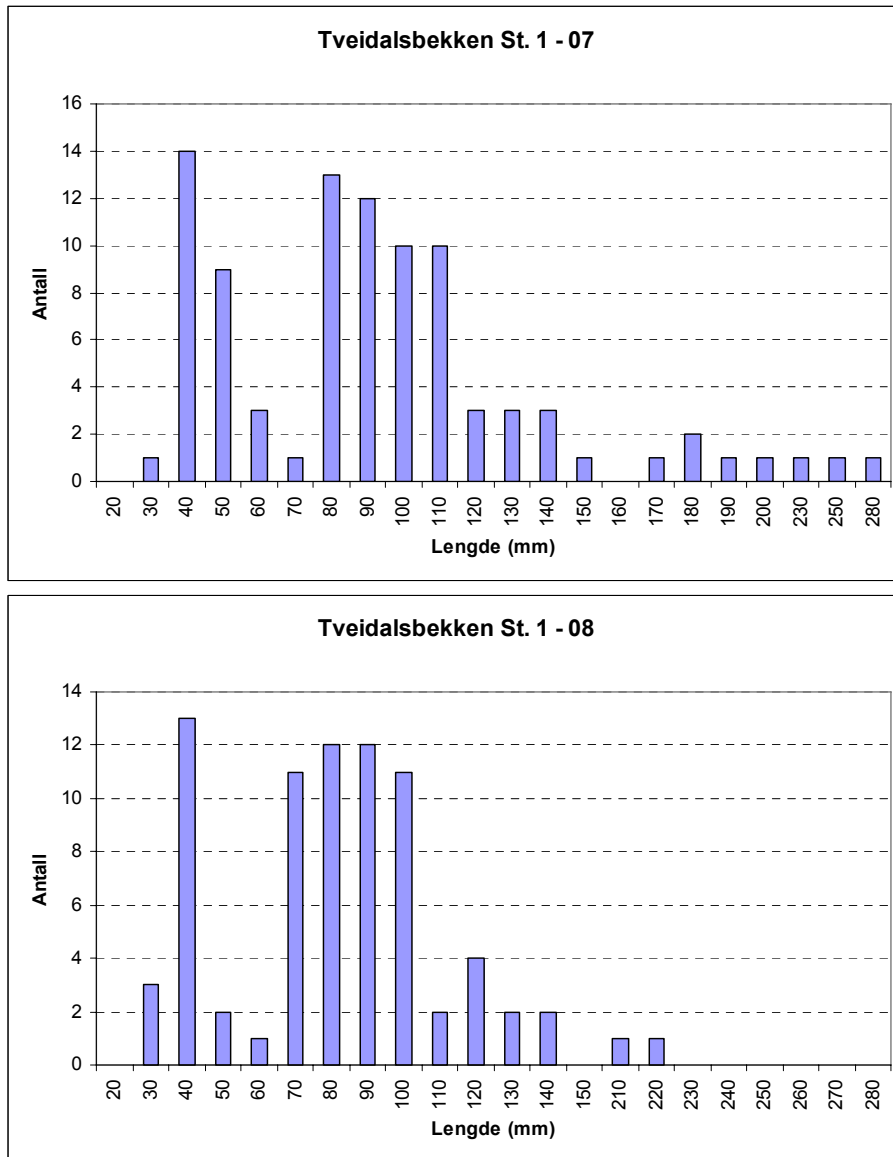
Figur 56. Områder for elektrofiske i Tveidalsbekken 2007 og 2008.

St. 1 lå i midtre del av bekken der vegen krysser bekken (**Figur 56**). Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Bunnssubstratet i området består av grus og blokk, og strekningen har gode gytemuligheter og oppvekstområder for større ungfisk. Strekningen har noen mindre kulper. Bekken renner her gjennom granskog. Det ble ikke registrert partikkelavrenning fra steinbruddet under prøvetakingen i 2007, men vannet var svakt brunfarget. Det var moderat partikkelavrenning fra steinbruddet under prøvetakingen i 2008, og vannet hadde sterkt redusert siktedyp. Bekken hadde en bredde på ca. 1 – 1,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på et ca. 130 m² stort areal med dyp 5 - 50 cm.

St. 2 lå øverst i bekken ved bekkeskille og ca. 50 m nedenfor vandringshinder for oppvandrende fisk. Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Bekkebunnen i området består av grus og gytemulighetene er gode, men området er mindre egnet som oppvekstområde for større ungfisk (>1+). Bekken er her delvis dekket med overhengende undervegetasjon, og det er løvtrevegetasjon langs bredden. Bekken hadde en bredde på ca. 1 – 1,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på et ca. 80 m² stort areal med dyp 5 - 50 cm. Det ble ikke registrert partikkelavrenning fra steinbruddet under prøvetakingen i 2007, men vannet var svakt brunfarget. I 2008 var partikkelmengden i vannet høy. Bilder fra bekken er vist i **Figur 147** og **Figur 148**.

På St. 1 ble det i 2007 til sammen fanget 93 ørret fordelt på flere årsklasser (**Figur 57**). Tettheten var 73 fisk per 100 m², og snittlengden var 98 mm.

I 2008 ble det til sammen ble det fanget 76 ørret fordelt på flere årsklasser, og med en tetthet på 80 fisk per 100 m². Snittlengden var 87 mm.



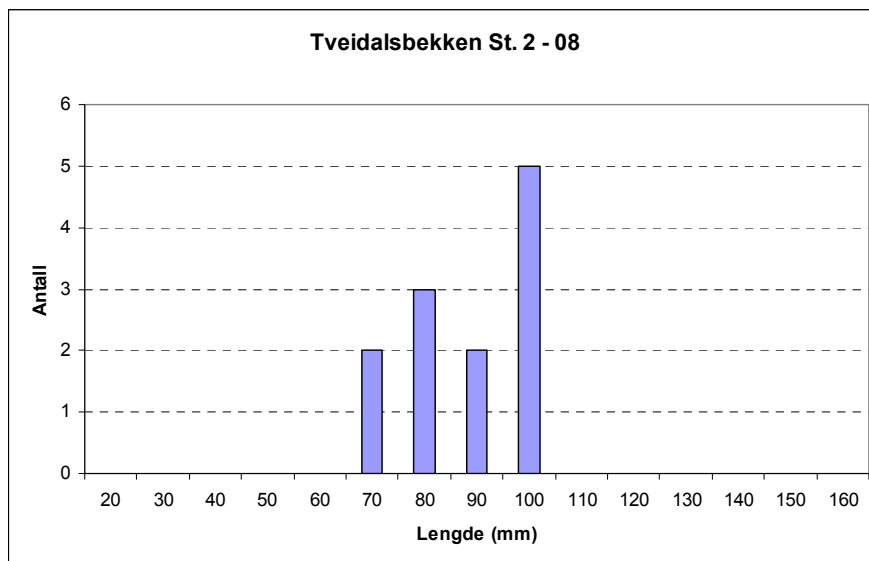
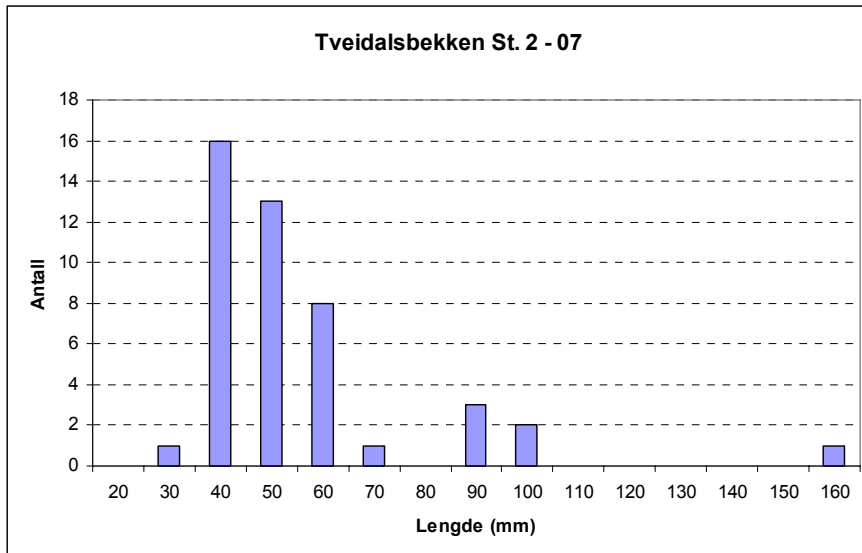
Figur 57.. Lengdefordeling av ørret i Tveidalsbekken St. 1, 2007 (nederst) og 2008.



Figur 58. Ørret (0+ og 1+) fra Tveidalsbekken (oktober 08).

På St. 2 i 2007 ble det til sammen fanget 45 fisk, hovedsakelig 0+, med en snittlengde på 60 mm (**Figur 59**). Tettheten var 60 per 100 m². Årsyngel dominerte i fangsten.

I 2008 var fangsten svært lav, kun 13 ørret med tetthet 7 fisk per 100 m², og med en snittlengde på 60 mm. Det ble ikke funnet årsyngel på stasjonen. Turbiditeten var høy, og bunnsubstratet var kraftig tilslemmet (betydelig mer enn i 2007).



Figur 59. Lengdefordeling av ørret i Tveidalsbekken St. 2, 2007 (øverst) og 2008.

9.5.6 Gytefiskregistrering

Under befaringen i oktober 2007 var vannføringen i bekken svært lav samtidig som bekken var sterkt påvirket av slam. Det ble derfor ikke gjennomført gytefiskregistreringer. Høsten 2008 (15 - 18. oktober) var det også lav vannstand og svært høy turbiditet, og gytefiskregistrering ved visuell observasjon kunne ikke gjøres. I forbindelse med et begrenset el-fiske som ble gjort på samme tidspunkt ble det registrert 4 kjønnsmodne ørret mellom 0,2 – 0,5 kg.

9.5.7 Konklusjon Tveidalsbekken

Tveidalsbekken hadde jevnt over høye turbiditetsverdier i hele måleperioden (juni 2006 – november 2008), og periodevis var verdiene ekstremt høye. Insektsfaunaen var klart påvirket av partikler (reduisert tetthet og nesten totalt fravær av filtrerende arter).

Det er ingen tegn på at høyt partikkelinnhold fører til akutt dødelighet hos ørretunger i Tveidalsbekken, i hvert fall ikke hos ettåringer og eldre. Det ble funnet god tetthet av årsyngel og ettåringer på begge stasjonene i 2007, men i 2008 var årsyngel (0+) fraværende på St. 2 (øverst) og tettheten var svært lav. Det er mye som tyder på at dette har sammenheng med høyt partikkelinnhold i vannmassene og lav overlevelse av rogn og eventuelt årsyngel. Det er gode gyteforhold på St. 2, og årsyngel burde normalt være tilstede på lokaliteten. Det er også en mulighet for at yngel som evt. har klekket i 2008 har sluppet seg nedover i bekken på grunn av høy turbiditet. Årsyngel ble registrert med god forekomst på St. 1 også i 2008. Yngelregistreringer fra samme område i 2005 viste tilsvarende tetthet av ørretunger som i foreliggende undersøkelse (Reisz 2005).

I oktober 2008 ble det fanget noe ungfisk på St. 1 som ble aldersbestemt og lengdemålt. Gjennomsnittslengden på årsyngel og ettåringer var hhv. 51 og 97 mm, som er vesentlig lavere enn i Virikbekken (64 og 115 mm), Vittersebekken (78 og 120 mm) og Istreelva (67 og 115 mm). Dette kan være et utslag av høy turbiditet og redusert næringstilgang.

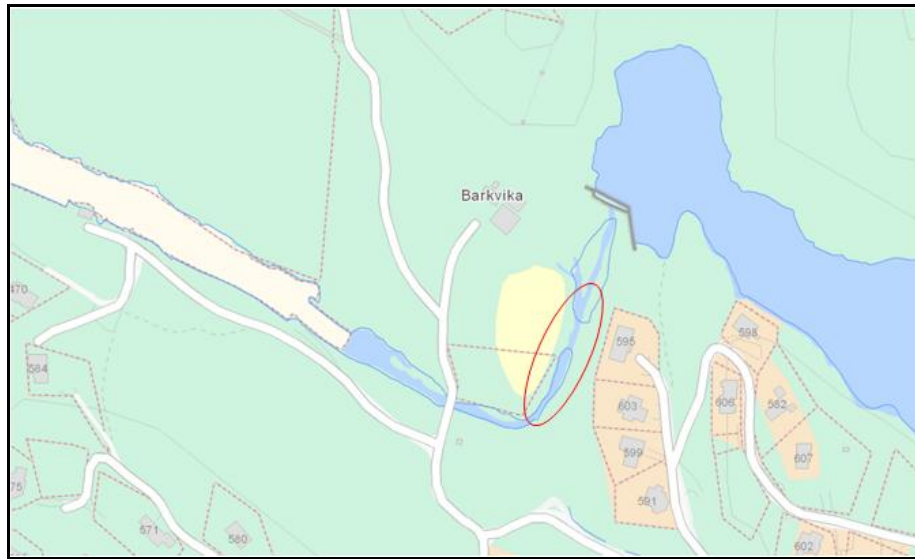
9.5.8 Askedalsbekken

St. 1 lå i øvre del av bekken like ovenfor der vegen krysser bekken. Lokaliteten har lav - moderat strømhastighet. Bekkebunnen i området består av leire og sand uten gytemuligheter for ørret og med dårlige oppvekstområde for ungfisk. Bekken renner her gjennom tett løvskog med mye kantvegetasjon, og den har en bredde på ca. 0,5 – 1,5 m. Fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 100 m med dyp 5 - 30 cm, og turbiditeten var svært høy under el-fisket.

Bilder fra bekken er vist i **Figur 146**.

Det ble ikke registrert fisk på strekningen i 2007 og 2008. Det ble også fisket i en klar sidebekk som kommer inn i Askedalsbekken like ovenfor vegen. Bunnsubstratet her bestod av sand og grus, og strømhastigheten var moderat. Heller ikke her ble det registrert fisk.

9.5.9 Barkevikkbekken

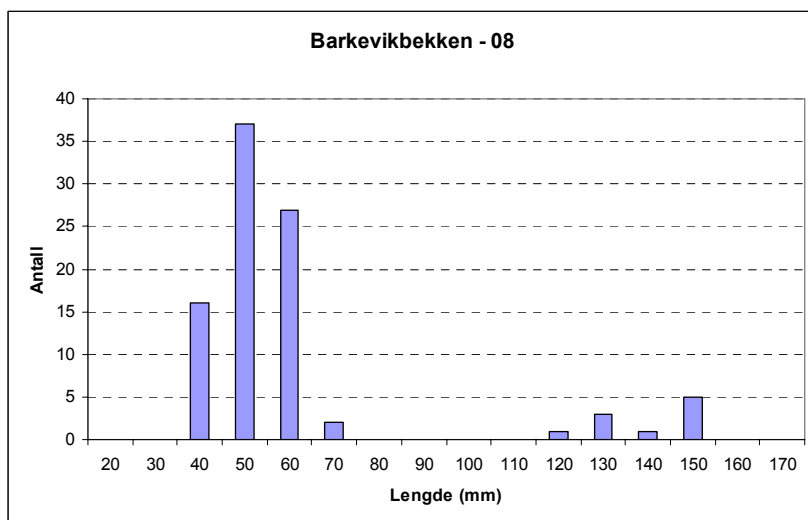
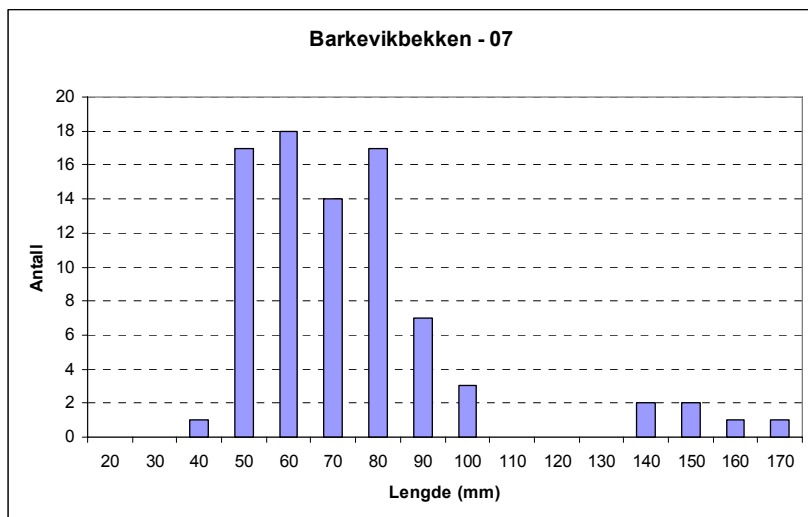


Figur 60. Område for el-fiske og gytefiskregistreringer i Barkevikkbekken 2007 og 2008.

Barkevikkbekken er utløpsbekken fra Torpevannet til sjøen. Det ble fisket i hele bekkens lengde fra enden av stryk før utløpet til sjø og opp til damanlegget som er vandringshinder for fisk, ca. 60 m opp i bekken. Bekken har middels til sterk strømhastighet. Elvebunnen er fast og består av grov grus, stein og blokk. Området vurderes til å ha svært begrensede gytemuligheter for ørret på grunn av hardt substrat og sterk strøm. Strekingen vurderes som middels godt egnet som oppvekstområde for yngel og ungfisk. Bekken renner gjennom et skyggefylt område med store løvtrær. Under prøvofisket i 2007 var vannstanden og temperaturen i vannet høy, og fisken stod i de strieste partiene i bekken. I 2008 var vannføringen vesentlig lavere. Det ble ikke registrert slampåvirkning under prøvetakingen, men vannet var svakt brunfarget. Fiskeregistreringene ble foretatt på et ca. 250 m² stort areal med dyp 10 - 50 cm. Bekken hadde en bredde på ca 3 - 5 m. Bilder fra bekken er vist i **Figur 149**.

Det ble i 2007 til sammen fanget 83 fisk med tetthet 111 fisk per 100 m². Fangsten som i all hovedsak bestod av årsyngel (0+), hadde en snittlengden på 79 mm (**Figur 61**).

Det ble i 2008 til sammen fanget 88 ørret med tetthet 117 fisk per 100 m². Snittlengden var 62 mm, og fangsten var sterk dominert av årsyngel (0+).



Figur 61. Lengdefordeling av ørret i Barkevikkbekken 2007 (øverst) og 2008.

9.5.10 Gytefiskregistreringer

Ved Gytefiskregistreringene i oktober 2007 var det meste av gytingen ikke påbegynt på grunn av svært lav vannstand. Det ble i den stilleflytende kanalen ved utløpet/overgangen til sjø, observert ca. 20-25 sjøørret som stod og ventet på høyere vannføring for å kunne vandre opp. Det ble på den kort strekningen som er tilgjengelig for oppvandrende fisk registrert 3-4 gytegroper. På to av disse ble det registrert gytende sjøørret.

Under registreringer den 18. oktober 2008 ble det observert 10 sjøørret på anslagsvis 0,8 – 1,5 kg. En fisk var på ca. 2,5 kg. Fisken var i gyting, og det ble registrert 3 gyteområder med flere groper på hvert område.

9.5.11 Konklusjon Barkevikkbekken

Bestanden av ungfisk av ørret i Barkevikkbekken synes ikke å være påvirket av partikkelavrenning fra steinindustrien. Det er ikke foretatt turbiditetsmålinger i bekken. Det ble ikke registrert turbid vann forårsaket av steinstøv under prøvetakingene. Hele tilgjengelig strekning for fisk i bekken ble el-fisket, og området hadde god tetthet av yngel (0+ og 1+). Selv om tettheten på strekningen er høy, så er den totale produksjonen av sjøørret i bekken liten.

9.6 Fisk i bekkene i Tjøllingområdet

9.6.1 Holkekilbekken

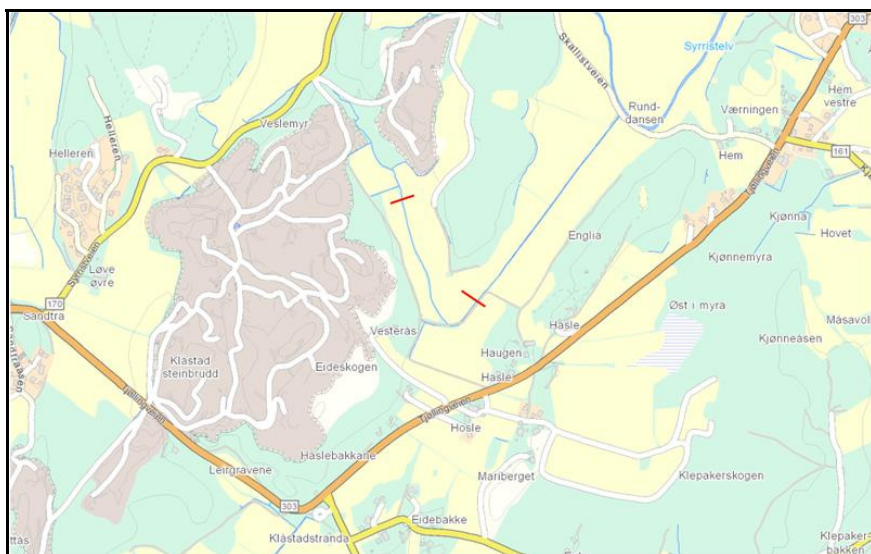


Figur 62. Holkekilbekken. Område for bonitering og el-fiske lå mellom de røde strekene.

Strekningen som ble undersøkt lå i øvre del av bekken (**Figur 62**). Lokaltiteten har lav strømhastighet (tilnærmet stillestående vann). Bunnsstratet i området består av leire uten gytemuligheter for øret og bekken er uegnet som oppvekstområde for ungfisk av øret. Bekken renner her i en kanal gjennom dyrket mark og har tett kantvegetasjon. Bekken er tett begrodd med akvatisk makrovegetasjon i hele bredden. Bekken var ikke slampåvirket under prøvetakingen. Bekken hadde en bredde på ca. 0,5 – 1,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 30 m med dyp 5 - 50 cm. Det ble ikke registrert fisk på strekningen.

Bilder fra bekken er vist i Figur 150.

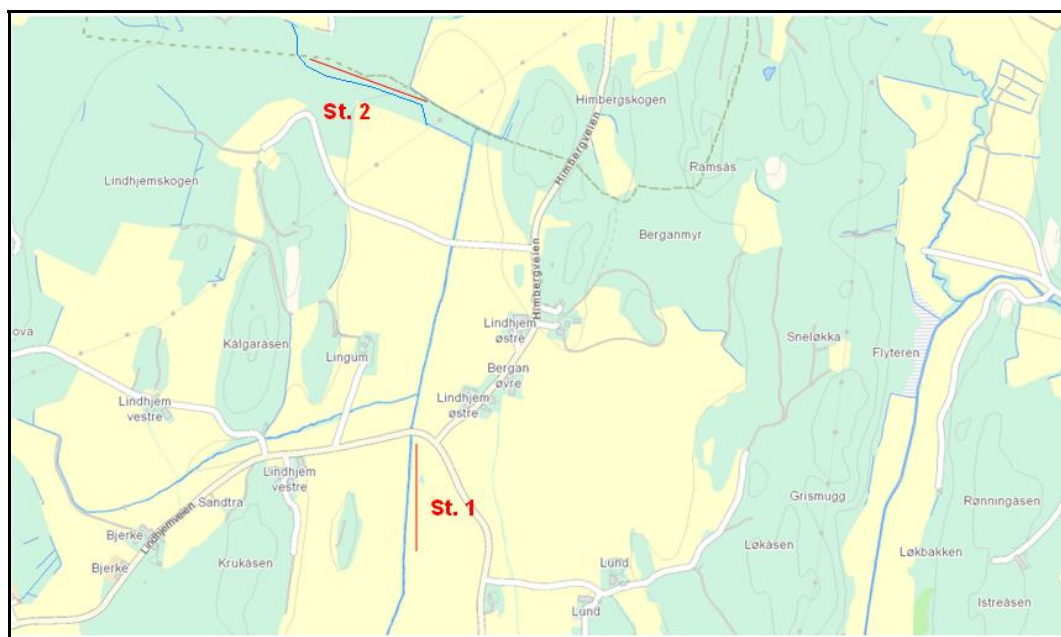
9.6.2 Haslebekken



Figur 63. Haslebekken. Område for bonitering og el-fiske lå mellom de røde strekene.

Bekkestrekningen som ble bonitert og el-fisket (2007) lå i midtre - øvre del av bekken. Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Elvebunnen i området består av grus, stein og blokk, og området vurderes til å være egnet for gyting og oppvekst for ørret. Bekken renner her gjennom dyrket mark med noe kantvegetasjon bestående av løvskog med tett undervegetasjon. Bekken hadde en bredde på ca. 1 – 1,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 100 m med dyp 5 - 30 cm. Bekken var sterkt slampåvirket under prøvetakingen. Det ble ikke registrert fisk på strekningen. Dette kan være et resultat av kraftig slampåvirkning og/eller mulig vandringshinder (ved lav vannføring) ved utløpet til Istreelva. Bekken tørker også nærmest ut i tørre somre.

9.6.3 Vittersebekken (øvre del av Istreelva)



Figur 64. Vittersebekken (øvre Istreelv). Strekningene for el-fiske (St. 1 og 2) er markert med røde streker. Bonitering og gytetfiskregistreringer ble gjort fra området nedenfor St. 1 til bekkens start ovenfor St. 2.

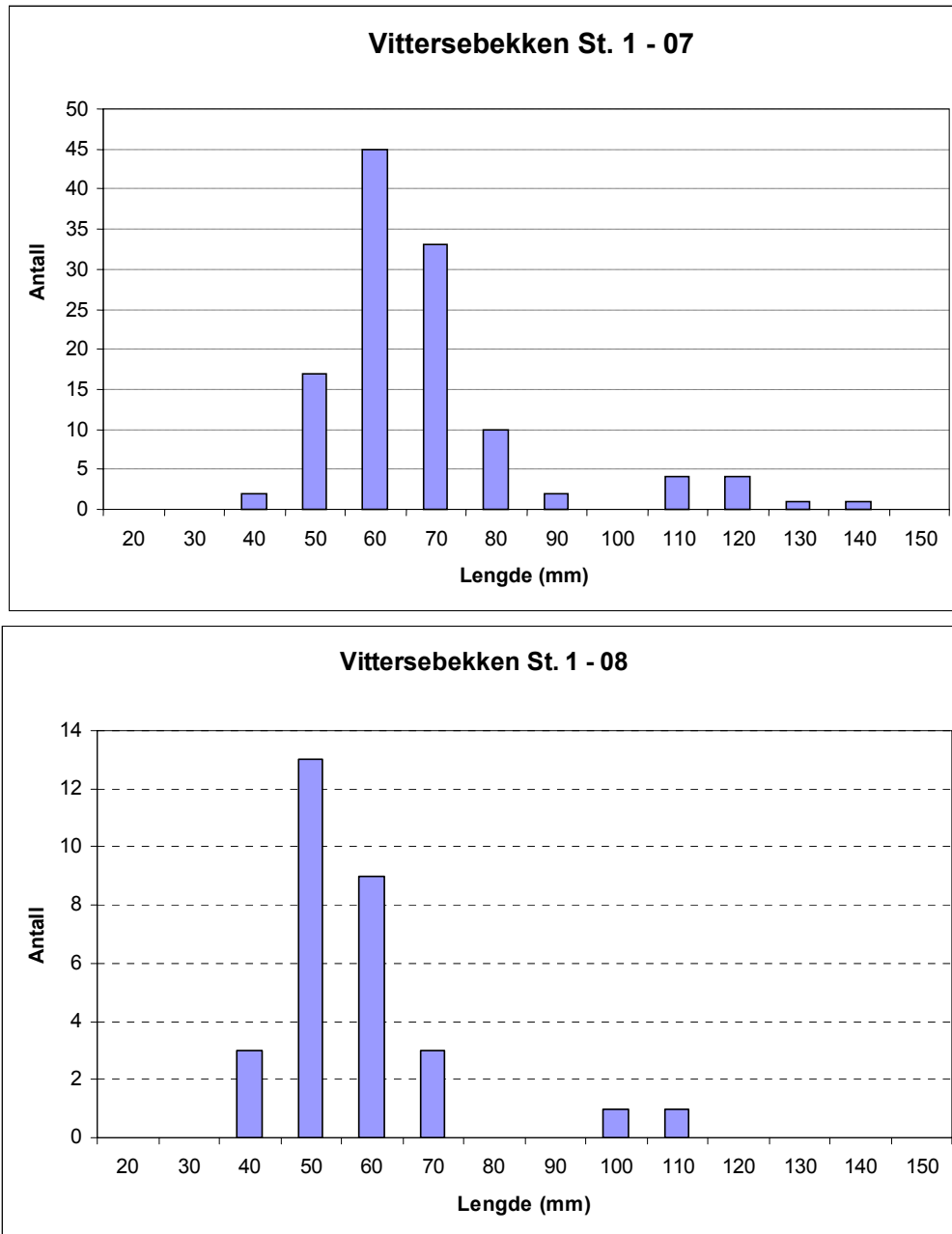
St. 1 lå i midtre del av bekken der vegen krysser bekken (**Figur 64**). Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Bekkebunnen i området består av sand, leire, fin grus og blokk, og strekningen har flere strykpartier med gode gytemuligheter. Oppvekstmulighetene for ungfisk (0+-1+) vurderes som gode. Bekken renner her gjennom dyrket mark med til dels overhengende kantvegetasjon. Det er lite løvtrevegetasjon langs bekkentanten. Vannføringen var lav og vannet klart under prøvetakingen både i 2007 og 2008. Bekken hadde en bredde på ca. 1 - 2 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 100 m, med et areal på 150 m² og dyp 5 - 30 cm.

St. 2 lå i øvre del av bekken der denne går inn i skogen. Lokaliteten har middels sterk strømhastighet med vekslende stryk og kulper. Bekkebunnen i området består av grus, stein og blokk og strekningen har flere strykpartier med gode gytemuligheter. Oppvekstmulighetene for ungfisk (0+ - 1+) vurderes som gode. Bekken renner her gjennom tett lauvskog. De viktigste gyteområdene for sjørret ligger i denne øvre delen av bekken. Vannet var klart under prøvetakingen. Bekken hadde en bredde på <1 – ca. 2 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 60 m, med et areal på 60 m² og med dyp 5 - 30 cm.

Bilder fra bekken er vist i **Figur 151**.

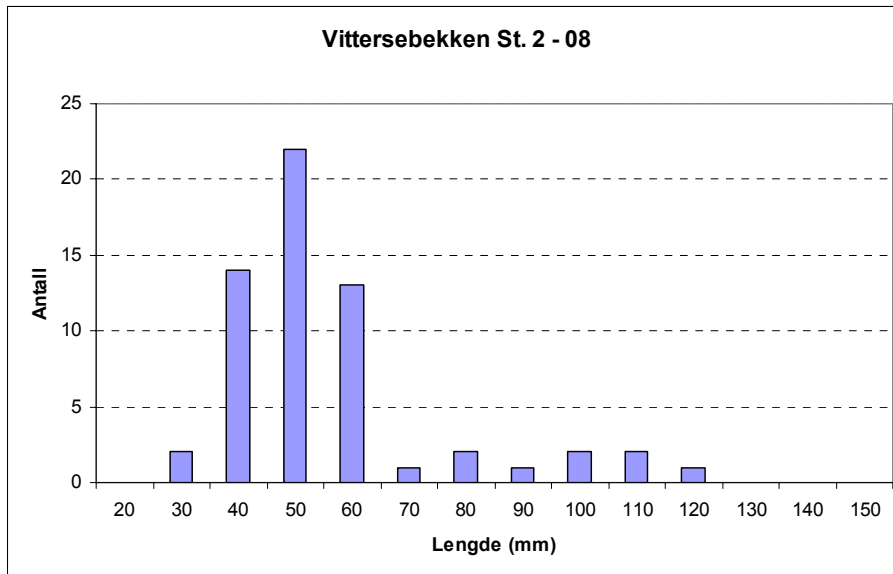
Det ble i 2007 til sammen fanget 178 fisk på St. 1, i all hovedsak 0+ (**Figur 65**). Av disse ble 58 fisk lengdemålt, og snittlengden var 73 mm. Område hadde høy fisketetthet, spesielt på områder med grus/røtter. Tettheten på stasjonen var 119 fisk per 100 m².

I 2008 ble det kun fanget 30 ørret, i all hovedsak 0+, med snittlengde var 62 mm. Tettheten på stasjonen i 2008 var 40 fisk per 100 m².



Figur 65. Lengdefordeling av ørret i Vittersebekken St. 1 i 2007 (øverst) og 2008.

På St. 2 ble det i 2008 fanget 60 ørret, i all hovedsak 0+, med snittlengde 60 mm (**Figur 66**). Tettheten på stasjonen var 100 fisk per m².



Figur 66. Lengdefordeling av ørret i Vittersebekken St. 2, 2008.

9.6.4 Gytefiskregistrering

Under høstregistreringen 2007 var vannstanden i bekken svært lav. Det ble på strekningen som har potensielle gyteområder for ørret ikke registrert gyteørret eller gytegroper. Dette kom trolig av den lave vannføringen som gjorde at gytefisk ble stående nede i Istreelva og ikke hadde vandret opp i bekken.

I 2008 (18. oktober) ble det sett 11 sjøørret på strekningen (ca. 200 m) nedenfor der vegen krysser bekken ved St. 1, og 15 fisk ovenfor (ca. 250 m). Fisken lå i størrelsesgruppen ca. 0,5 – 1,5 kg. Etter noen dager med regn i slutten av oktober 2008 økte vannstanden noe i bekken. Dette ga ny oppgang av sjøørret, og det ble registrert mellom 30 - 40 gyteørret på den øvre delen.



Figur 67. Liten sjøørret på gytegrøp i Vittersebekken, 17. oktober 2008.

9.6.5 Konklusjon Vittersebekken (Istreelva øverst)

Vittersebekken er ikke påvirket av partikkelavrenning fra steinindustrien, og fungerer som en referansebekk i undersøkelsen. I forhold til de påvirkede bekkene er turbiditetsverdiene lave, selv om målingene viser at bekken i perioder tilføres mye partikler, enten via overflateavrenning fra jorder eller fra leirmasser i bekkeløpet. Bekken har begrensede gytemuligheter på strekningen fra like ovenfor St. 1 og ned til samløpet med Håkestadbekken. Mye av ungfisken som ble registrert på St. 1 stammer antagelig fra hovedgyteområdene i bekken som ligger i øvre del (fra like nedenfor St. 2 og til bekkens ende ovenfor stasjonen). I dette området var det drevet snauhøgst i 2008 (?), og mye greinavfall var dumpet i bekkeløpet. Dette har redusert gytearealet i tillegg til at det virket som vandringshinder for sjørret (2008). Ved el-fisken i 2007 var yngeltettheten stor på St 1, men vesentlig lavere i 2008. Det er usikkert hva dette kommer av, men en mulig forklaring er svært lav vannstand i bekken høsten 2007 og lite gyting. St. 2 ble fisket bare i 2008 området hadde god tetthet av yngel. Denne stasjonen ligger midt i gyteområdet for sjørret og område har gode oppvekstforhold.

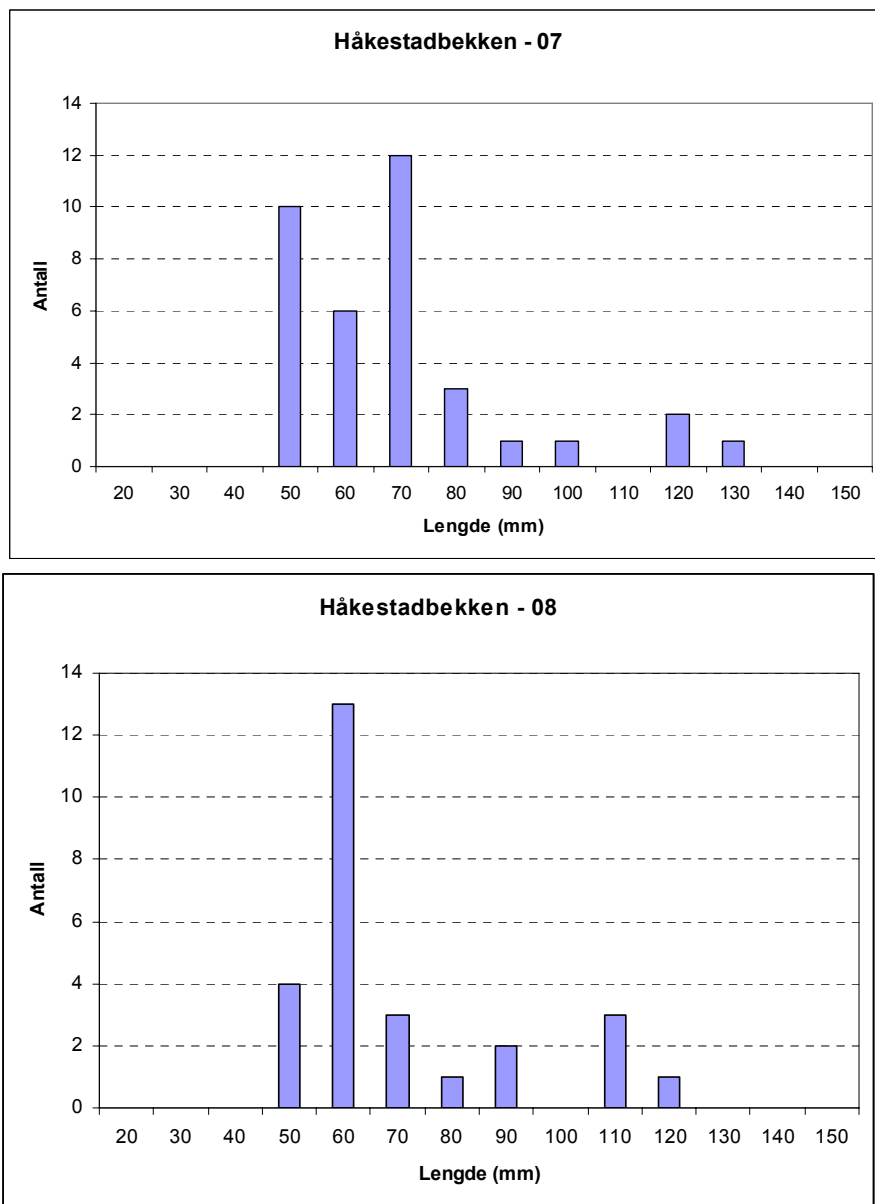
9.6.6 Håkestadbekken m/sidebekk



Figur 68. Håkestadbekken. Område for bonitering og el-fiske lå mellom de røde strekene.

Strekningen som ble undersøkt lå i øvre del av bekken der vegen krysser bekken (**Figur 68**). Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Bunnssubstratet i området består av sand, grus og blokk, og strekningen har få partier med gytemuligheter for ørret. Oppvekstmulighetene for ungfisk (0+ - 1+) vurderes som middels gode. Bekken renner her gjennom dyrket mark med til dels overhengende kantvegetasjon. Det er noe løvtrevegetasjon langs bekkedanten. Vannet var sterkt slampåvirket under prøvefisket både i 2007 og 2008 (siktedyp < 5cm). Sidebekken som renner parallelt med vegen var helt klar. Bekken hadde en bredde på ca. 1 m, og fiskeregistreringene i 2007 ble foretatt på en strekning på ca. 40 m, med et areal på 40 m² og dyp 10 - 40 cm. Det ble ikke gjort systematisk innsamling av fisk her, men årsyngel (0+) ble funnet i bekken. På grunn av høy turbiditet ble registreringene ikke gjort med tanke på beregning av tetthet. Bilder fra bekken er vist i **Figur 152**.

Det ble i 2007 til sammen fanget 36 fisk, i all hovedsak årsyngel (0+), men også noen ettåringer (**Figur 69**). Snittlengden var 73 mm. Fisken hadde god kondisjon. Antallet ørret fanget i 2008 var 27 stk., for det meste årsyngel, med snittlengde 74 mm. Det ble ikke gjort gytefiskregistreringer på grunn sterkt slampåvirket vann som gjorde det umulig å se fisken.



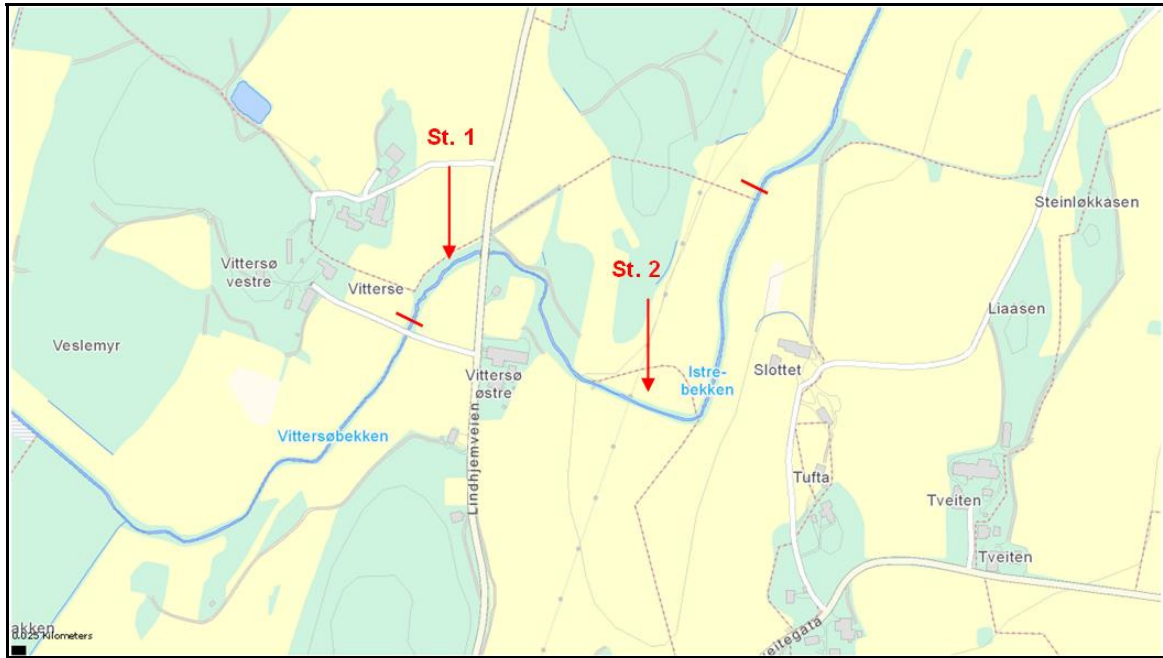
Figur 69.. Lengdefordeling av ørret i Håkestadbekken, 2007 (øverst) og 2008.

9.6.7 Konklusjon Håkestadbekken

Håkestadbekken hadde jevnt over høye turbiditetsverdier i hele måleperioden (juni 2006 – november 2008), og periodevis var verdiene ekstremt høye. Insektsfaunaen var klart påvirket av partikler (reduert tetthet og nesten totalt fravær av filtrerende arter).

Det er ingen tegn på at høyt partikkelinnhold fører til akutt dødelighet hos ørretunger i Håkestadbekken. Det ble ikke gjort innsamlinger for beregning av tetthet pga. høy turbiditet, men inntrykket var at fisketettheten i området var lav. Dette kan ha sammenheng med høyt partikkelinnhold i vannmassene og eventuelt lav overlevelse av rogn og årsyngel. Området har svært begrensede gytemuligheter, og det er vanskelig å si om fisken som ble registrert stammer fra stasjonsområdet eller den er vandret opp fra nedenforliggende områder.

9.6.8 Istreelva ved Vitterse



Figur 70. Stasjoner for el-fiske (St. 1 og 2) og strekning for bonitering og gytefiskregistreringer (start og stopp pkt. markert med røde streker) i Istreelva ved Vitterse 2007 og 2008.

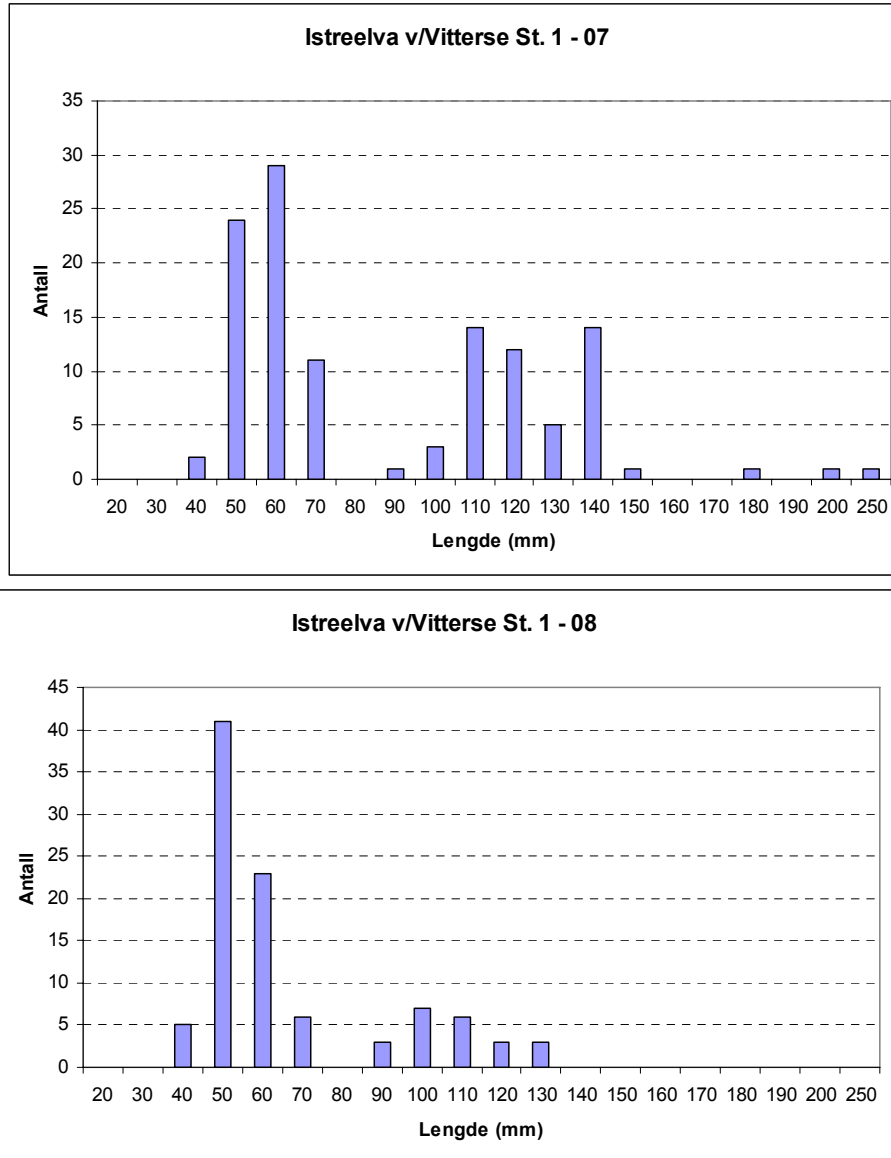
St. 1 lå i øvre del av elva der vegen krysser bekken (**Figur 70**). Lokaliteten har middels - sterk strømhastighet. Elvebunnen i området består av stein og blokk med partier med grus og mindre stein (grov grus), og strekningen har noen strykpartier med gode gytemuligheter. Det er flere kulper med dybde > 50cm. Oppvekstmulighetene for ungfisk 0+ og eldre vurderes som gode. Elva renner her gjennom dyrket mark med til dels god kantvegetasjon og mye overhengende løvtrevegetasjon (or) langs elvesidene. Vannet var brunfarget under prøvetakingen som følge av regn og stor vannføring to dager i forveien, og vannføringen var forholdsvis høy under prøvetakingen. Elva hadde en bredde på ca. 3 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 50 m, med areal 150 m² og dybde 20 - 40 cm. Området hadde god tetthet av fisk. Omtrent 100 meter nedenfor der veien passerer elva, flater elva ut. Herfra og ca. 300 – 400 meter videre nedover har elva en rekke meget gode gyteområder for ørret, med strykpartier og dypere stilleflytende kulper.

St. 2 lå nedenfor der vegen krysser bekken, og ble el-fisket kun i 2008. Lokaliteten har middels strømhastighet. Bunnsubstratet i området veksler mellom partier med grus og sand og leirebunn (havleire). Stedvis er det en del røtter og kvistnedfall i bekken. Strekningen som ble bonitert har flere strykpartier med gode gytemuligheter. Det er flere dypere partier med dybde > 50cm. Oppvekstmulighetene for ungfisk 0+ og eldre vurderes som middels gode. Elva renner her gjennom dyrket mark med mye kantvegetasjon og noe overhengende løvtrevegetasjon (or) langs bekkesidene. Vannet var noe gråfarget under prøvetakingen som følge av avrenning fra steinbruddene. Elva hadde lav vannføring under prøvetakingen. Bredde var ca. 2 - 3 m på strekningen, og fiskeregistreringene ble foretatt i en ca. 30 meters lengde med et areal 75 m² og dyp 10 - 40 cm. Området hadde god tetthet av fisk.

Bilder fra bekken er vist i **Figur 153**.

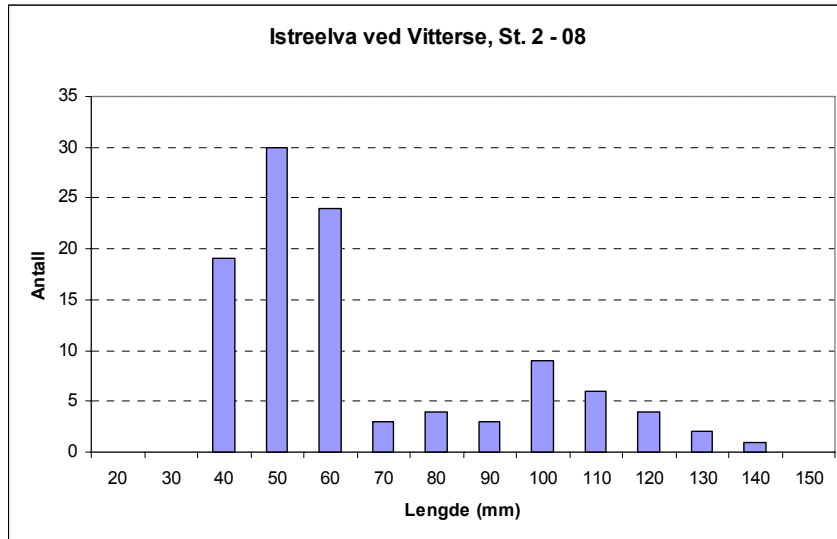
På St. 1 ble det i 2007 til sammen fanget 119 fisk, hovedsaklig 0+ og 1+, med snittlengde 91 mm (**Figur 71**). Tettheten var 79 fisk per 100 m².

I 2008 ble det fanget 97 ørret, hovedsaklig 0+, og lengdefordelingen av fisk var mye lik den vi registrerte i 2007. Snittlengden var 71 mm. Tettheten var 176 fisk per 100 m².



Figur 71. Lengdefordeling av ørret i Istrelva ved Vitterse, St. 1, 2007 (øverst) og 2008.

Det ble på St. 2 i 2008 til sammen fanget 105 ørret, hovedsaklig 0+, med snittlengde 71 mm (**Figur 72**). Tettheten var 140 fisk per 100 m².



Figur 72. Lengdefordeling av ørret i Istreelva ved Vitterse, St. 2, 2008.

9.6.9 Gytefiskregistrering

Under befaringen i oktober 2007 var vannstanden i Istreelva svært lav, og vannet var betydelig slampåvirket fra utslipp fra Håkestadbruddet. Bunnsbstratet (stein, grus og begroing) var betydelig nedslammet. På grunn av lav vannføring hadde ikke sjørreten gått opp i det mer strie, steinete og bratte partiet ved Vitterse der el-fiske ble gjennomført i 2007. I det roligere partiet nedenfor ble det registrert en del sjørret. På noen få områder ble det funnet gytegroper, men hovedgytingen var trolig ikke kommet i gang i dette området.



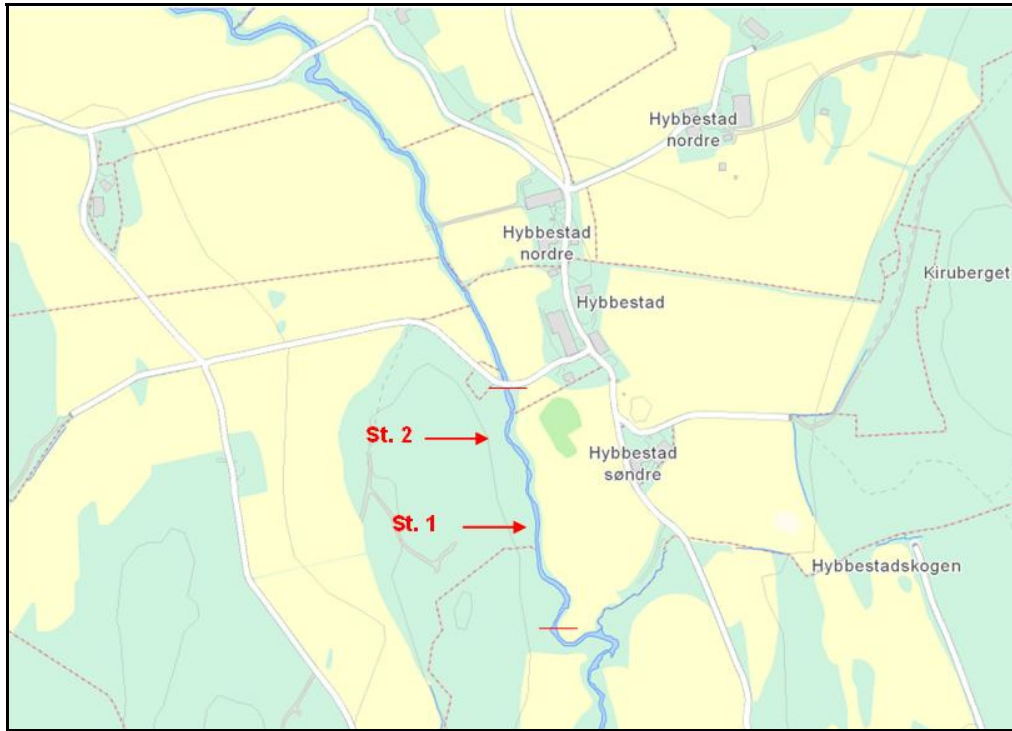
Figur 73. Kjønnsmoden ørret fra Istreelva like nedenfor St. 2. Til vestre en hun, og til høyre en hann.

I 2008 ble gytefiskregistreringen gjennomført 17. oktober. Elva var noe påvirket av slam, noe som vanskeliggjorde registreringene på de litt dypere partiene. Det ble registrert 62 sjørret, de fleste på strekningen nedenfor der veien krysser elva (på strekningen ovenfor og nedenfor st. 2). Fisken lå i størrelse ca. 0,7 – 3 kg, med ca. 10 fisk på mellom 2 – 3 kg. På strekningen som ble befart (Figur 28) ble det samtidig registrert 60 gytegrøper/gyteområder, hvorav 10 - 12 store partier der flere fisk hadde gytt.

9.6.10 Konklusjon Istreelva ved Vitterse

Istreelva er på dette område mye påvirket av partikkelavrenning fra Håkestadbruddet og Stålakerbruddet (via Håkestadbekken). Turbiditetsverdiene er jevnt over høye, og i perioder tilføres det mye partikler som gir svært høy turbiditet. Området ved St. 1 har begrensede gytemuligheter, men oppvekstforholdene for ørret er meget gode. Tettheten av ørretunger var stor, og det er lite som tyder på at partikkelmengden i bekken medfører stor dødelighet på yngel. Foruten det som eventuelt produseres av fisk i nærområdet, stammer trolig en del av ungfisken fra Vittersebekken. Hovedgyteområdet for sjørret i denne delen av Istreelva ligger nedstrøms der veien krysser elva. Det ble på St. 2 (kun 2008) funnet meget høy tetthet av fisk, med stor andel årsyngel. Det er ingen klare tegn på at partikkelmengden i Istrelva påvirker ørretungene med tanke på overlevelse i dette området.

9.6.11 Istreelva ved Hybbebestad



Figur 74. Stasjoner for el-fiske (St. 1 og 2) og strekning for bonitering og gytefiskregistreringer (start og stopp pkt. markert med røde streker) i Istreelva ved Hybbebestad 2007 og 2008.

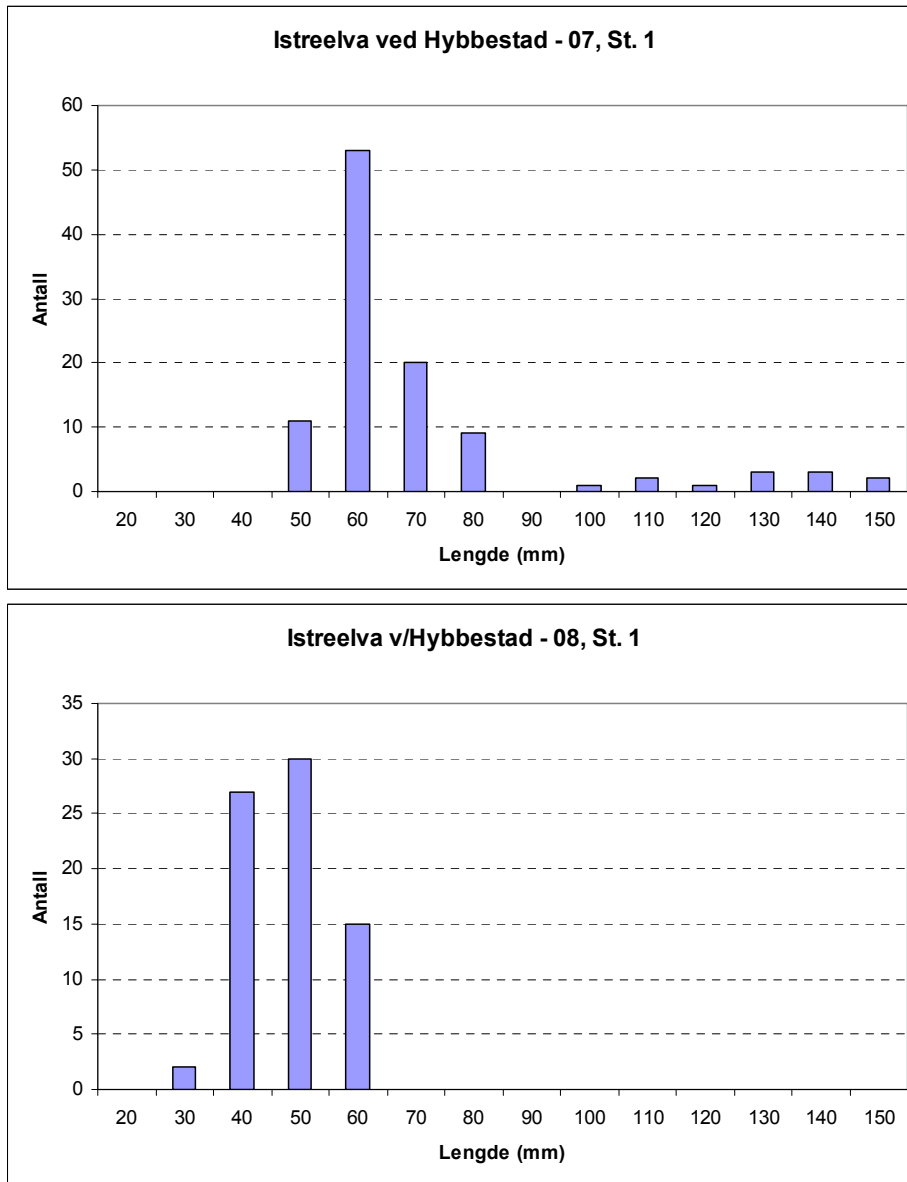
St. 1 lå i midtre del av bekken (**Figur 74**). Lokaliteten har middels sterk strømhastighet. Elvebunnen i området består av sand, grus og noe blokkstein, og strekningen har flere strykpartier med meget gode gytemuligheter for ørret. Oppvekstmulighetene for yngel (0+) er middels gode og mindre gode for eldre fisk. Elva renner her gjennom dyrket mark med beitende husdyr (kyr). Det er mye løvtrevegetasjon langs elvesidene. I 2007 var elvevannet brunfarget under prøvetakingen som følge av regn og stor vannføring to dager i forveien, og elva hadde forholdsvis høy vannføring. I 2008 var vannstanden vesentlig lavere, men vannet var noe slampåvirket. Bredden på elva var på ca. 4 - 5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 100 m, med et areal på 450 m² og dyp 5 - 30 cm.

St. 2 lå like ovenfor St. 1 i midtre del av bekken, og ble prøvofiske kun i 2008. Lokaliteten har middels sterk strømhastighet, og bekkebunnen i området består av sand, grus, noe blokkstein og noe trenaedfall og røtter. Dette korte partiet har litt flere dypere partier og har bedre skjulmuligheter for større fisk enn St. 1 like nedenfor. Dette påvirket størrelsessammensetningen mye. Oppvekstmulighetene for yngel (0+) og eldre fisk er gode. Bredden var på ca. 4 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 30 m, med et areal på 120 m².

Bilder fra bekken er vist i **Figur 154**.

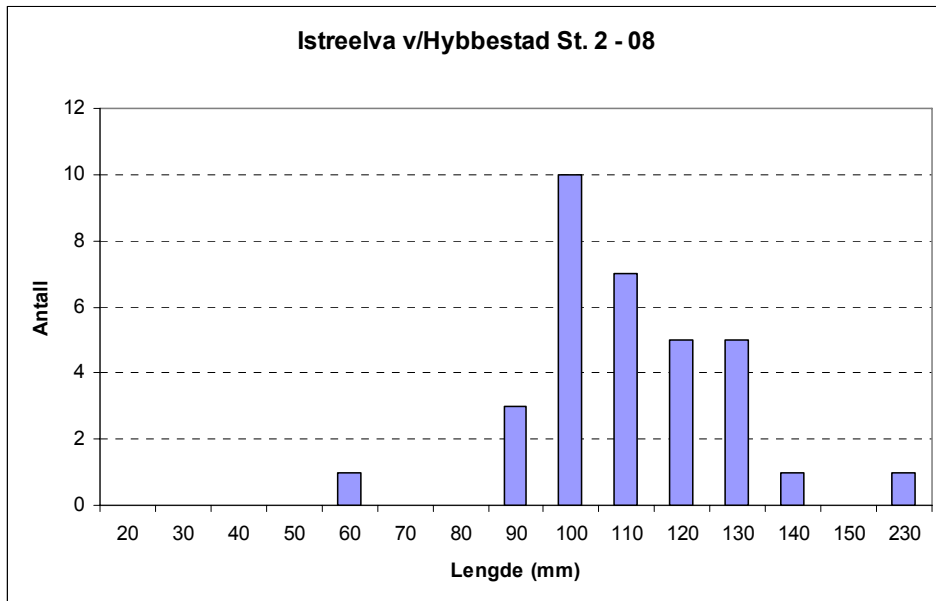
På St. 1 ble det i 2007 til sammen fanget 105 fisk, hovedsakelig 0+, med snittlengde 74 mm. og tettheten var forholdsvis lav, med 23 fisk per 100 m² (**Figur 75**). Det ble også fanget noen individer med alder 1+.

Fangsten i 2008 bestod kun av årsyngel (0+) med en snittlengde på 52 mm. Det ble fanget 74 fisk med en tetthet på 93 per 100 m², noe som er vesentlig høyere enn året før.



Figur 75. Lengdefordeling av ørret i Istreelva ved Hybbestad St. 1 i 2007 (øverst) og 2008.

St. 2 hadde stor tetthet av 0+ ørret på strykpartiene (i 2008), men disse ble ikke fanget og følgelig ikke tatt med i registreringen (**Figur 76**). Totalt ble det i 2008 fanget 33 ørret på stasjonen (foruten 0+) med snittlengde på 117 mm. Tettheten var 28 fisk per 100 m².



Figur 76. Lengdefordeling av ørret i Istreelva ved Hybbestad, St. 2, 2008. Årsyngel (0+) er ikke tatt med i registreringen.

9.6.12 Gytefiskregistrering

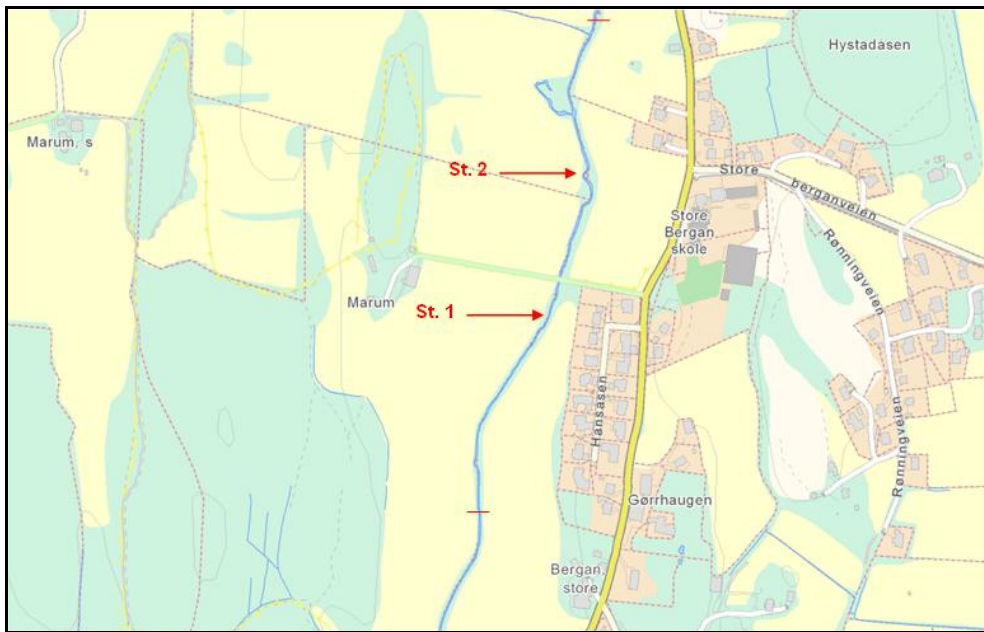
Under befaringen i oktober 2007 var vannstanden svært lav, og som ved Vitterse var elvevannet betydelig slampåvirket fra utslipp fra Håkestadbruddet. Bunnssubstratet (stein, grus og begroing) var betydelig nedslammet. Det ble registrert 5 sjørret (som var ferdig gytt) og 6 gytegroper på strekningen.

I 2008 ble gytefiskregistreringen gjennomført 17. oktober. Elva var noe påvirket av slam, men elva er grunn på denne strekningen og registreringene gikk uten store problemer. Det ble sett 15 sjørret i størrelse ca. 0,7 – 2 kg. På strekningen ble det registrert 2 større gytepartier (med flere groper), og ca. 30 separate groper.

9.6.13 Konklusjon Istreelva ved Hybbestad

Istreelva er også på dette område mye partikkelpåvirket både fra Håkestadbruddet og Stålakerbruddet, overflateavrenning fra landbruksareal og fra leire i elveløpet. Det er ikke gjort turbiditetsmålinger i området. Gyteforholdene er gode, noe som reflekteres i høy tetthet av ørretunger med mye 0+. Det er ingen klare tegn på at partikkelmengden i Istrelva påvirker ørretungene negativt med tanke på overlevelse i dette området.

9.6.14 Marumbekken (Virikbekken)



Figur 77. Virikbekken (Marumbekken). Stasjoner for el-fiske (St. 1 og 2) og strekning for bonitering og gytefiskregistreringer (start og stopp pkt. markert med røde streker) i 2007 og 2008.

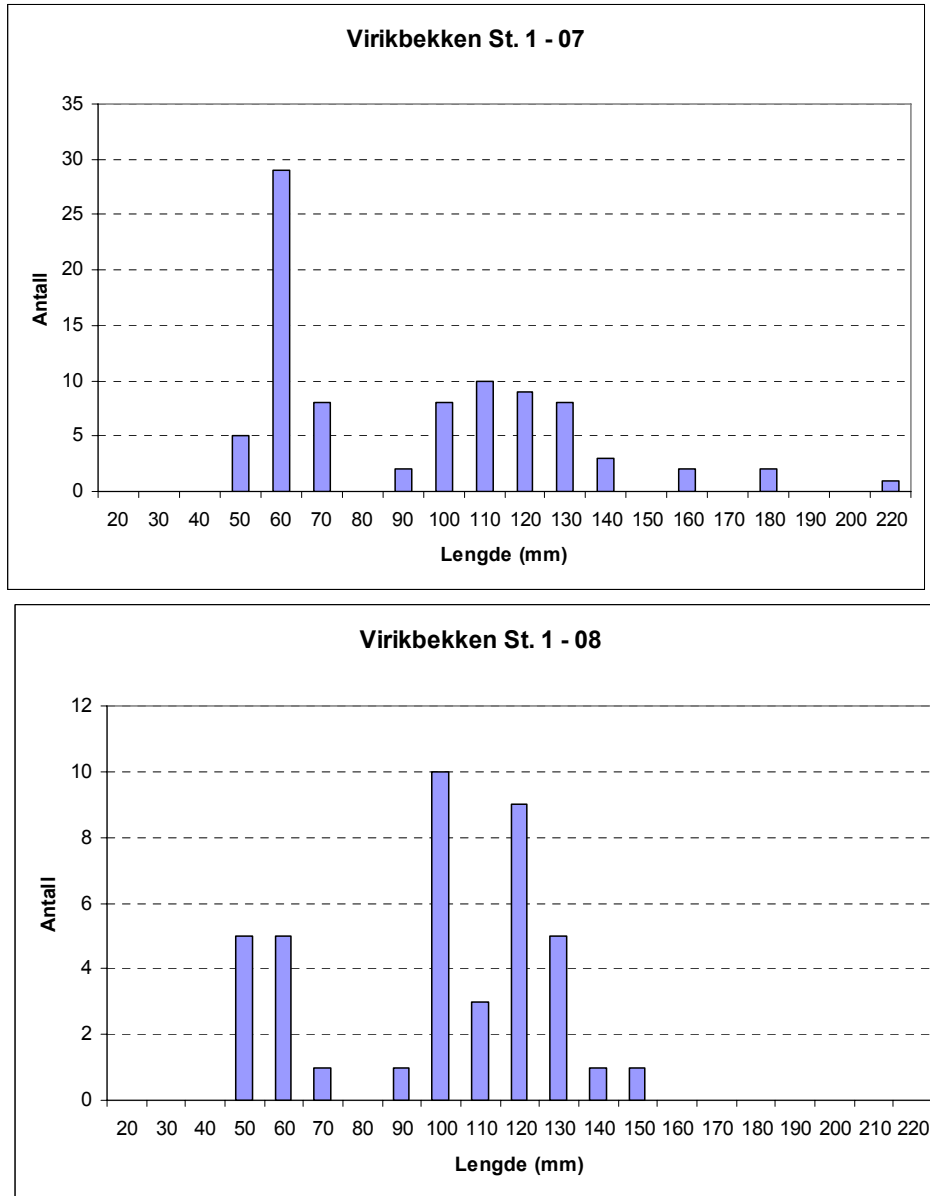
St. 1 lå i øvre del av bekken ved Store Bergan (**Figur 77**). Lokaliteten veksler mellom partier med svak og middels sterk strømhastighet. Elvebunnen i området består av sand, noe grus og stor stein. Det er også partier med mye røtter, nedfallstrær og kvist. Strekingen har enkelte strykpartier med gode gytemuligheter, og det er noen kulper med dyp >50 cm på strekingen (en med >1 m). Oppvekstmulighetene for ungfisk (0+ - 1+) vurderes som gode. Bekken renner her gjennom dyrket mark med en del løvtrevegetasjon langs bekkedanten. Vannet var svakt brunfarget under prøvetakingen begge år. Bekken hadde en bredde på ca. 2 – 2,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 65 m med areal 150 m² og dyp 5 - 50 cm.

St. 2 lå like ovenfor St. 1 ved Store Bergan og ble kun fisket i 2008. Lokaliteten veksler mellom partier med svak og middels sterk strømhastighet. Bekkebunnen i området består av sand, noe grus og noe røtter og tre-nedfall. Strekingen har enkelte strykpartier med gode gytemuligheter, og det er noen kulper med dyp >50 cm på strekingen. Oppvekstmulighetene for ungfisk vurderes som gode. Bekken renner også her gjennom dyrket mark med en del løvtrevegetasjon langs bekkedanten. Bekken hadde en bredde på ca. 2 – 2,5 m, og fiskeregistreringene ble foretatt på en strekning på ca. 50 m, med et areal på 115 m² og dyp 5 - 50 cm.

Bilder fra bekken er vist i **Figur 155**.

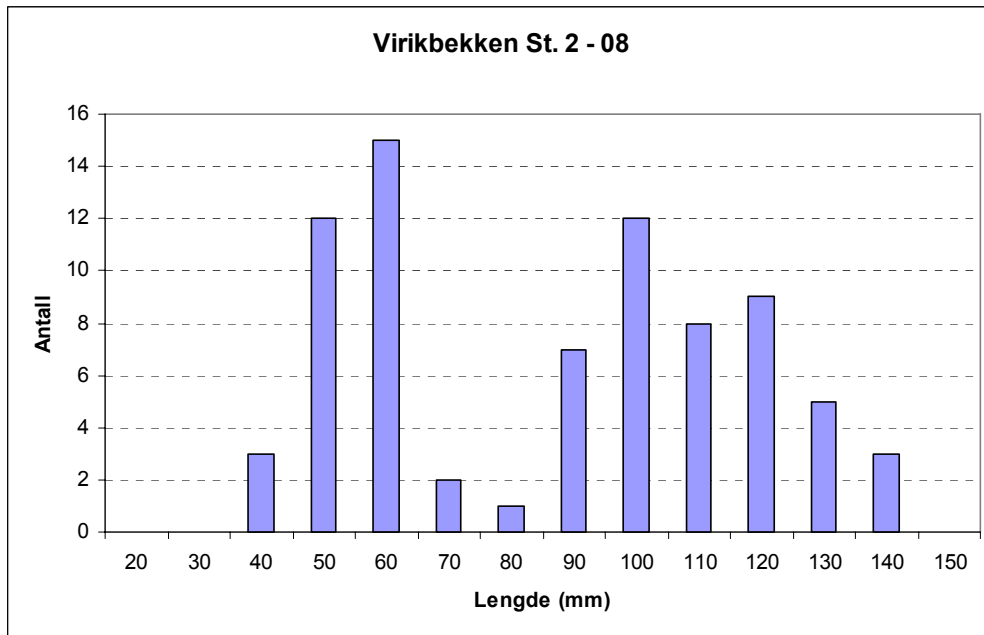
På St. 1 ble det i 2007 til sammen fanget 95 ørret av flere aldersgrupper, men med en dominans av 0+ (**Figur 78**). Snittlengden var 97 mm. Tettheten var 63 fisk per 100 m².

I 2008 ble det fanget 41 ørret av flere aldersgrupper, men fangsten var i motsetning til 2007, dominert av større og eldre fisk. Snittlengden var 103 mm, og tettheten 30 fisk per 100 m².



Figur 78. Lengdefordeling av ørret i Virikbekken (Marumsbekken) St. 1 i 2007 (øverst) og 2008.

På St. 2 var fangsten i 2008 77 ørret fordelt på flere aldersgrupper, og tettheten var 67 fisk per 100 m² (**Figur 79**). Snittlengden var 91 mm.



Figur 79. Lengdefordeling av ørret i Virikbekken (Marumbekken) St. 2 i 2008.



Figur 80. Ørret (alder 1+) fra Virikbekken (Marumbekken), St. 1 (oktober-08).

9.6.15 Gytefiskregistrering

Under høstregistreringen i 2007 var vannstanden i bekken svært lav. Det ble på strekningen som har potensielle gyteområder for ørret ikke registrert gyteørret eller gytegroper. Dette kom trolig av at den lave vannføringen som gjorde at gytefisk ikke hadde vandret opp til denne delen av bekken. På den stilleflytende dypere strekningen før samløpet med Istrelva, ble det observert noen sjørørret som ikke kom videre opp pga. lav vannføring. Det ble heller ikke registrert sjørørret på stasjonen i 2008.

9.6.16 Konklusjon Virikbekken (Marumbekken)

Virikbekken med sidebekkene Marumbekken og Hanastadbekken er ikke partikkelpåvirket fra steinindustrien, men overflateavrenning fra landbruksareal og leire i elveløpet gir allikevel høy

turbiditet i nedbørsperioder. Bekkene renner for det meste gjennom dyrket mark og er kraftig påvirket av næringssalter fra landbruket og kloakk. Virikbekken med sidebekker er lang, og er blant de viktigste produksjonsområdene for sjørret i Istreelva-systemet. Det er i de senere år foretatt utlegging av gytegrus på en del områder i Virikbekken, og ungfiskundersøkelser i 2008 viste at fisketettheten (0+ og 1+) har økt kraftig. Dette har også skjedd på områder uten habitatforbedrende tiltak (Aasestad 2008). Tettheten Aasestad registrerte i området rundt St. 2 i vår studie, var vesentlig høyere enn de som ble registrert i våre undersøkelser fra 2007 og 2008.

Gyteforholdene i området som ble bonitert i foreliggende undersøkelse er mindre gode. Allikevel finnes det enkelte partier med stein og grus der sjørreten kan gyte. Sjørreten kan vandre nesten opp til Bugårdsdammen i Sandefjord, og gyte- og oppvekstmulighetene i denne øvre delen, samt i de to sidebekkene er ikke undersøkt.

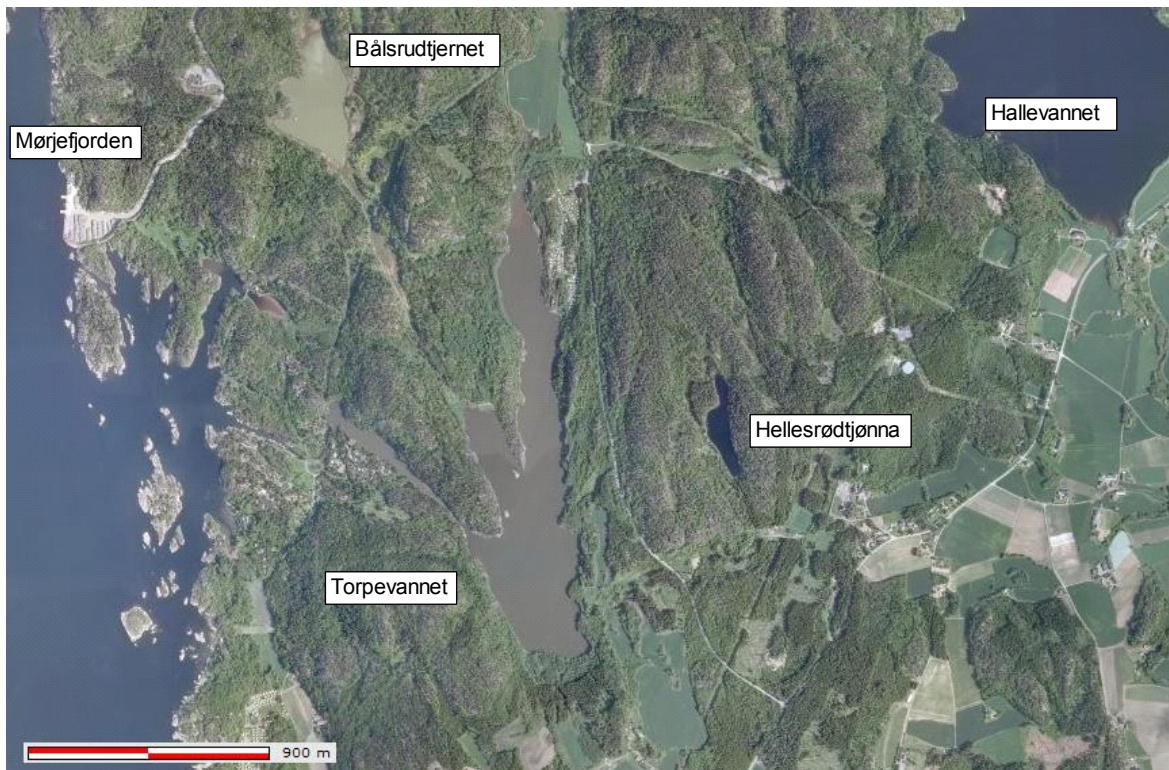
10. Undersøkelser i småvannene Mørjetjern, Bålsrudtjern, Torpevannet, Paulertjernene og Buadammen

Mørjetjern, Bålsrudtjern, Torpevannet og Søndre Paulertjern er de vannene som er synlig påvirket av dagens steinbruddsvirksomhet. Buadammen har trolig vært påvirket tidligere. Nordre Paulertjern tjener som referanse (først og fremst for Søndre Paulertjern). Buadammen skulle befares ved en anledning midsommers med kartlegging av gjengroingen, vurdering av vannkjemi i innsjøen og tilløp, samt en visuell vurdering av sedimentet. De andre innsjøene skulle undersøkes grundigere med en observasjon på slutten av vinterstagnasjonen og fire tokt om sommeren gjennom to år. Her skulle man undersøke vannkjemi og turbiditet, sjiktforhold, visuell vurdering av sediment, samt bunndyr og planteplankton. Disse fire vannene presenteres derfor samlet, mens Buadammen presenteres for seg.

10.1 Mørjetjern, Bålsrudtjern, Torpevannet, og Paulertjernene

10.1.1 Turbiditet

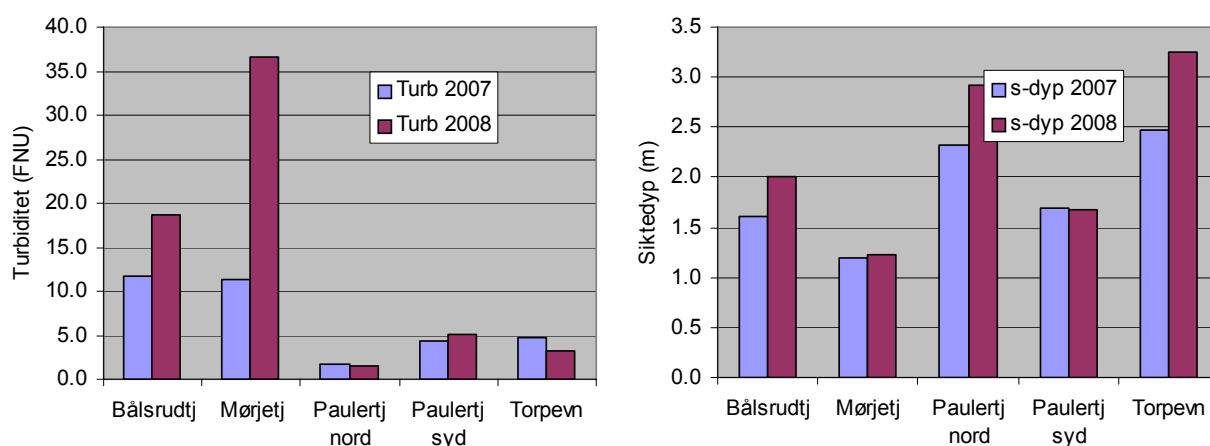
Flyfotoet i **Figur 81** viser utseendet av vannkvaliteten i de påvirkede vannene Bålsrudtjernet og Torpevannet sett i forhold til mer upåvirkede vannforekomster i området. Særlig Bålsrudtjernet ser svært grumsete ut. Dette bildet er tatt ca 20-25. mai i forbindelse med Kartverkets ortofoto for oppdatering av kartverkene. Vannene er i denne vårperioden spesielt grumsete. Utover sommeren klarer de opp, men så snart det kommer kraftig nedbør blir de raskt turbide igjen.



Figur 81. Flyfoto som viser utseendet av de sterkt påvirkede vannene Bålsrudtjernet og Torpevannet sammenliknet med mer upåvirkede vannforekomster (Kilde: Statens kartverk, Norge i Bilder)

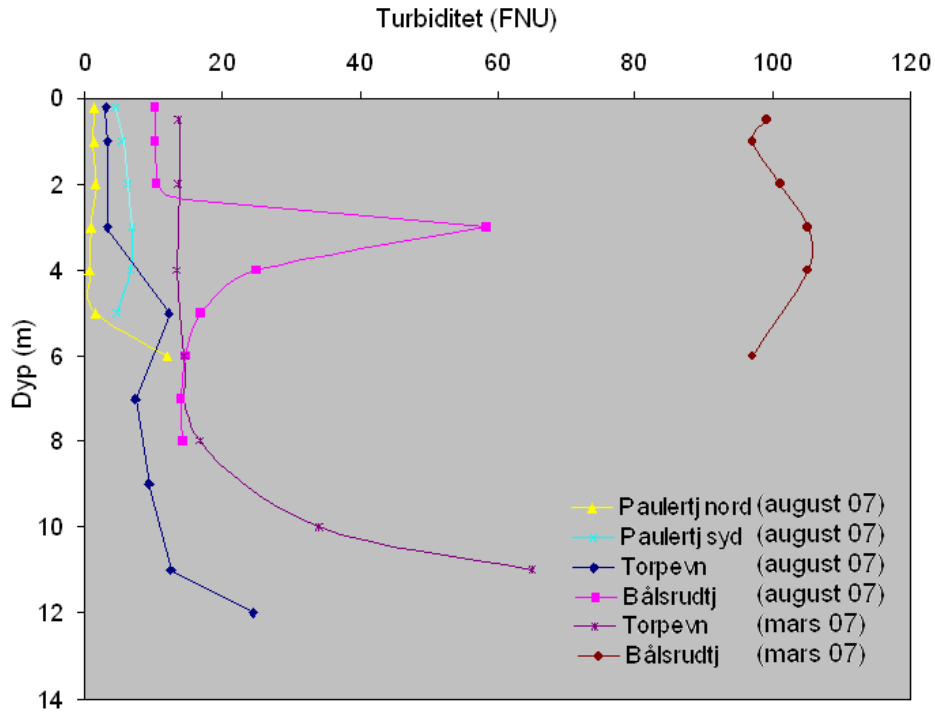
Figur 82 viser midlere turbiditet i sommermånedene (juni-sept) i overflatelagene (0-2m) i de påvirkede småvannene sammenliknet med referansevannet Nordre Paulertjern. En ser at det er et inverst forhold mellom turbiditet og siktedyp. De vannene som har lavest turbiditet har høyest siktedyp og omvendt.

Mørjetjern, Bålsrudtjern og Torpevannet var kraftig påvirket av steinbruddsavrenning, mens Søndre Paulertjern var bare påvirket i liten grad. Som nevnt over klarer vannene betydelig midt sommers, noe som har sammenheng med driftstans i ferien i bruddene, samt liten avrenning, og temperatursjiktning i innsjøene. Middelerverdiene i Torpevann blir derfor nokså lave selv om det er betydelig grumsete vann der vår og høst.

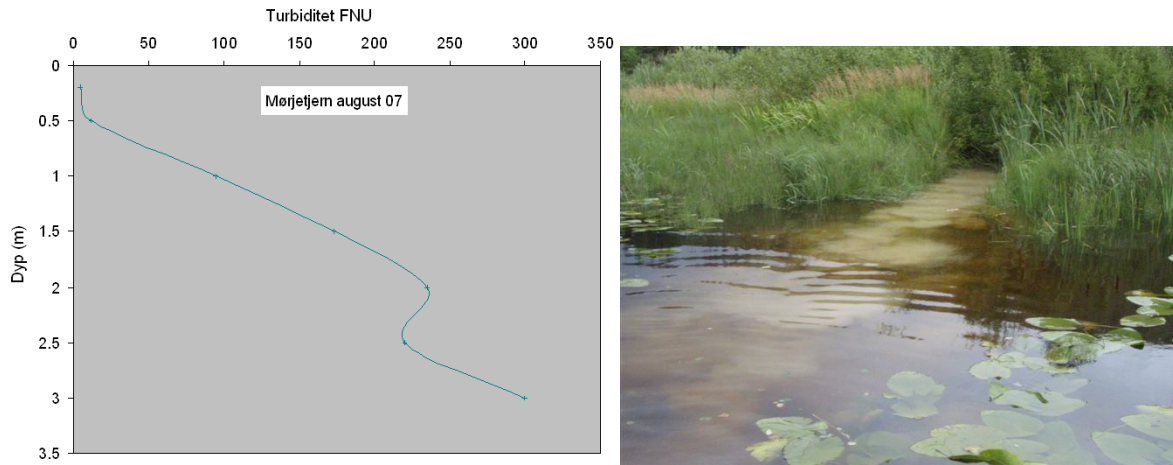


Figur 82. Middelerverdi av turbiditet i overflatelagene (juni-sept), samt siktedyp.

Det var sterk sjiktning i turbiditet under stagnasjonsperiodene vinter og sommer, se **Figur 83** og **Figur 84**. I Torpevannet og Mørjetjern øker turbiditeten kraftig mot dypet. I det relativt store Torpevannet skyldes dette for det meste sedimentasjon. I Bålsrudtjernet skjedde det en innlagring av turbid vann fra 2-4 m dyp. Dette har sammenheng med at bekkvannet var litt kaldere enn overflatevannet i innsjøen (og dermed litt tyngre). På ettersommeren er bekkene kaldere enn overflatevannet i innsjøene, og man kan tydelig se at de turbide bekkene dykker ned i innsjøene, se **Figur 84**, som viser Mørjebekken innløp i Mørjetjern. Vannet er relativt klart i overflaten, men bare åretak er nok til å virvle opp grumsete vann, se **Figur 85**.



Figur 83. Turbiditet i de påvirkede småvannene under stagnasjonsperiodene sommer og vinter. Målingene er tatt ned til dypeste punkt i hver innsjø.



Figur 84. I Mørjetjern øker turbiditeten kraftig med dypet på ettersommeren. Dette har sammenheng med at bekkene kjøles ned mer enn innsjøen og det tynge bekkevannet dykker ned



Figur 85. Det grumsete vannet ligger like under overflaten i Mørjetjern. Åretak er nok til å virvle det opp i overflaten.

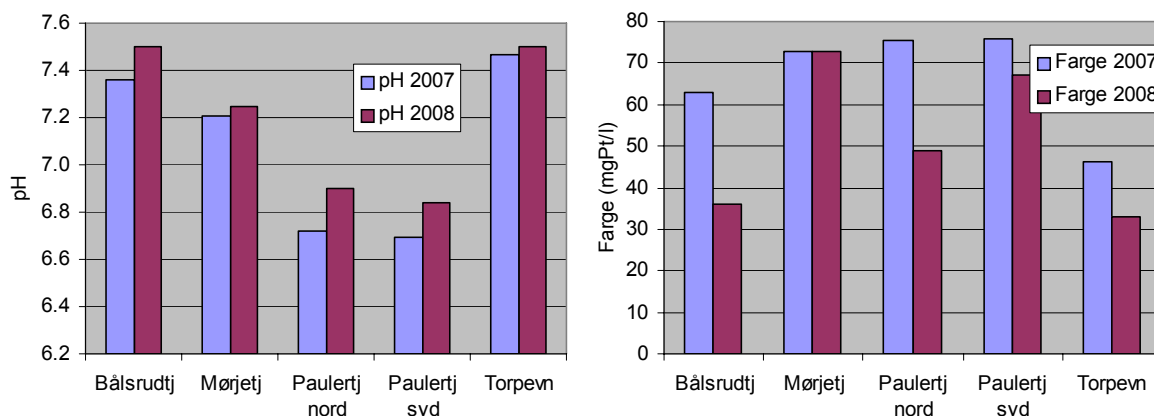
Bålsrudtjernet og Torpevannet hadde et grått utseende ved stort sett alle toktene, særlig Bålsrudtjernet, se **Figur 86**.



Figur 86. Bålsrudtjern (høyre) og Torpevannet (venstre) er sterkt gråfarget store deler av året

10.1.2 Farge og pH

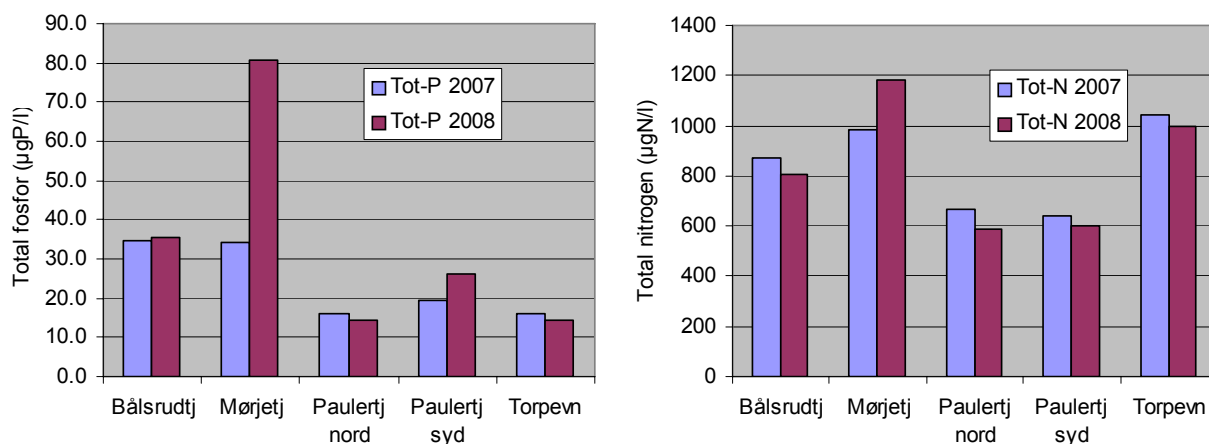
Figur 87 viser midlere pH og farge i overflatelagene i de undersøkte småvannene i sommersesongen (juni-sept). Ingen av innsjøene er sure, selv ikke referanse vannet Nordre Paulertjern. De minst påvirkede vannene, Paulertjernene, hadde lavest pH. Dette har sammenheng med at de ligger i et surere område, er mer myrsvannspreget (humussyrer), samt at steinstøvavrenningen fra steinbruddsvirksomheten er basisk.



Figur 87. Midlere pH og farge i overflatelagene (0-2m) i de undersøkte småvannene i sommerhalvåret (juni-sept)

10.1.3 Plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen

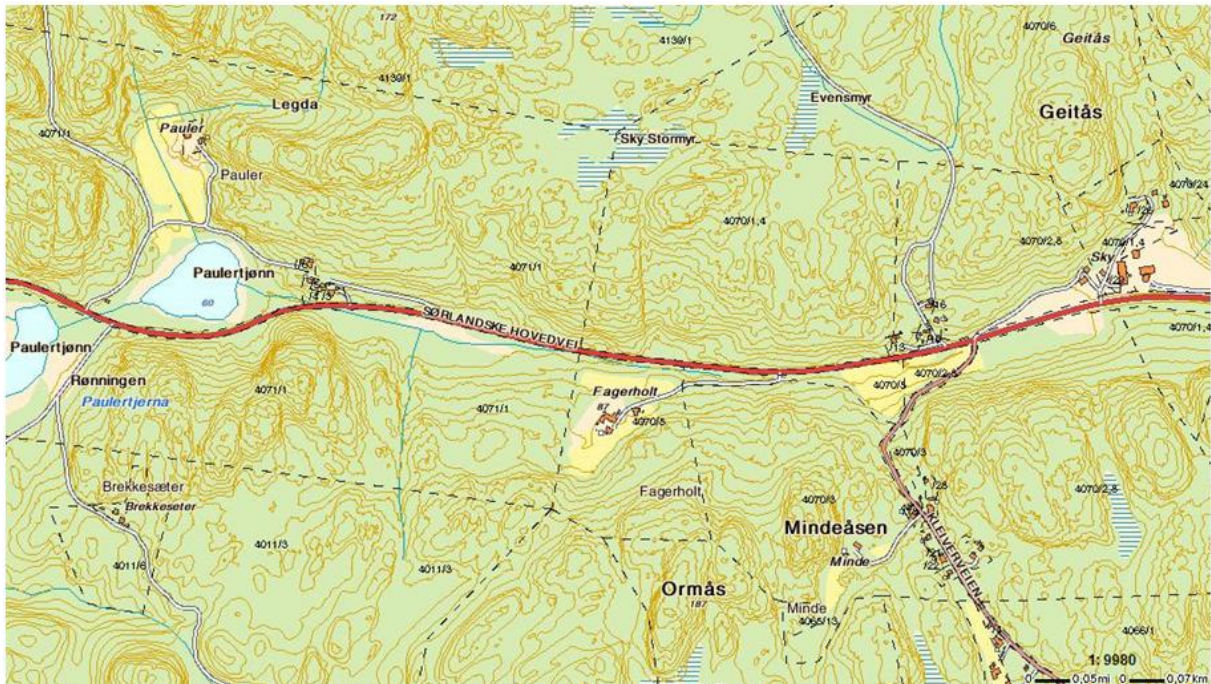
Figur 88 viser midlere konsentrasjon av fosfor og nitrogen i overflatelagene i de undersøkte småvannene i sommerhalvåret (juni-september). Mørjetjern og Bålsrudtjern har betydelig høyere konsentrasjoner av fosfor enn de andre vannene, særlig Mørjetjern i 2008. Søndre Paulertjern er også påvirket, mens Torpevannets overflatelag er noe mindre påvirket. Dette har sammenheng med at stasjonen (over dypeste pkt) ligger såpass langt syd i innsjøen at en god del av materialet har sedimentert ut før det kommer dit.



Figur 88. Midlere konsentrasjoner av Tot-P og Tot-N i overflatelagene (0-2m) i de undersøkte småvannene i sommerhalvåret (juni-sept)

En ser at referansesjøen har også relativt høy fosforkonsentrasjon. Dette avspeiler at området ligger i næringsrik geologi. Området ligger lavt og løsavsetningene er marine. På myrene rundt innsjøene ser man at det ikke bare er *sphagnum* mose, men også næringskrevende arter som dunkjevle, taktør, sverdliljer, selsnepe, mm. Berggrunnsgeologien har også relativt høyt innhold av fosfor.

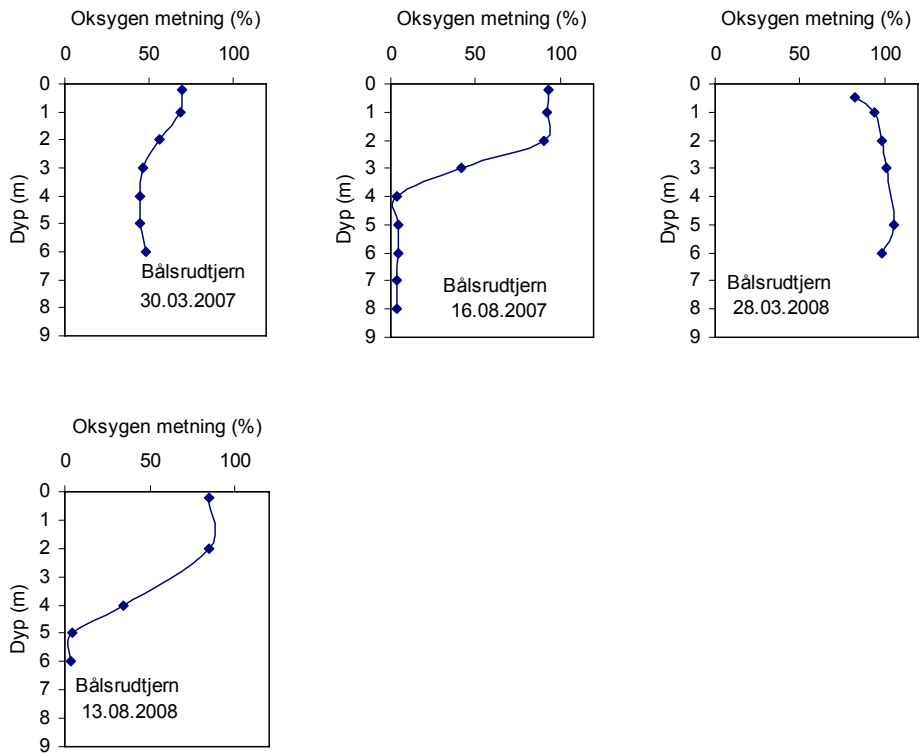
Tilsvarende relativt næringsrike forhold ble funnet i den vestre fjordarmen i Hallevannet (Vestmunnvannet), som ikke er påvirket av steinbruddsavrenning. Med utgangspunkt i dette kan man foreløpig antyde at det bare er Mørjetjern og Bålsrudtjernet som har forhøyede konsentrasjoner i det algeproduserende overflatesjiktet. Av kartet i **Figur 89** fremgår det at Nordre Paulertjern ikke er noen god referanse når det gjelder næringsalter, da det er både jordbruk og bebyggelse som drenerer til innsjøen.



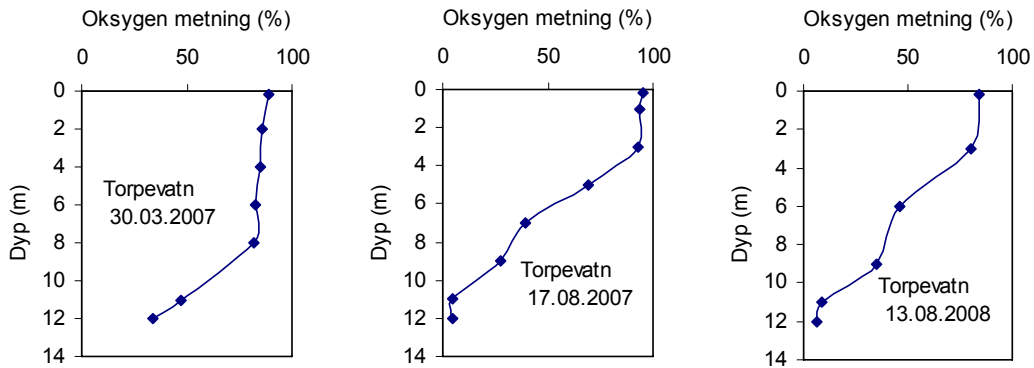
Figur 89. Nordre Paulertjern er ikke noe god referansesjø med hensyn til næringsalter. Det meste av jordbruksområder og bebyggelse som vises på dette kartet drenerer mot Nordre Paulertjern.

10.1.4 Oksygenforhold

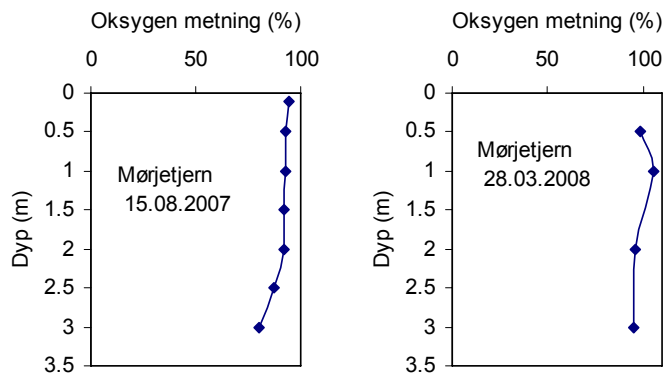
Under vinterstagnasjonen fikk ingen av vannene oksygenfritt bunnvann. Under sommerstagnasjonen derimot ble det nærmest oksygenfritt på bunnen både i Torpevannet, Bålsrudtjernet, og begge Paulertjerna, mens det var bra med oksygen i Mørjetjernets dypvann. Mørjetjernet er så grunt at man ikke kan forvente oksygenvinn der på isfri innsjø. Steinslammet i seg selv er ikke oksygenforbrukende, men oppkonsentrering mot dypet kan bidra til å øke stabiliteten og vanskeliggjøre vindgenerert sirkulasjon.



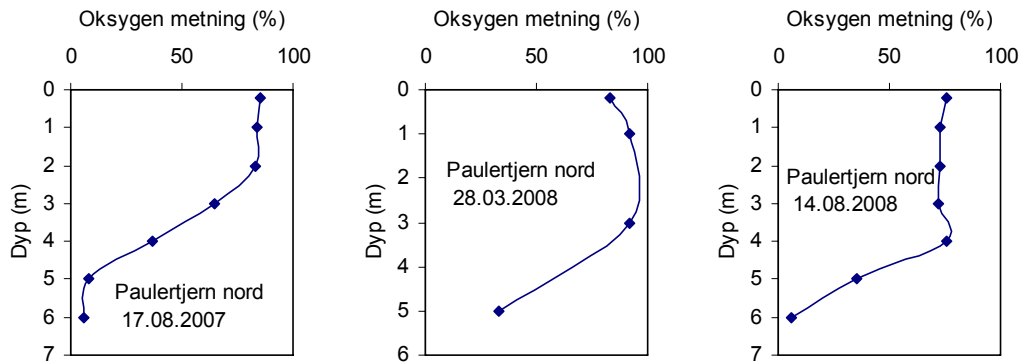
Figur 90. Bålsrudtjern. Oksygenforhold under sommerstagnasjon og vinterstagnasjon



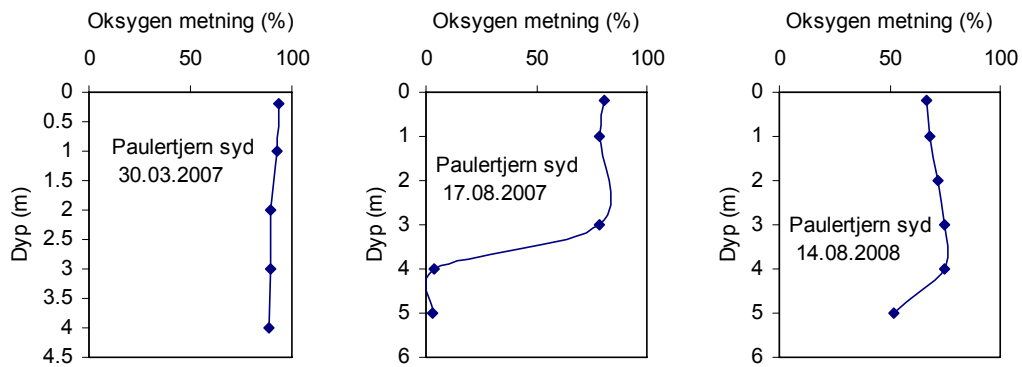
Figur 91. Torpevatnet. Oksygenforhold under stagnasjonsperiodene.



Figur 92. Mørjetjern. Oksygenforhold under stagnasjonsperiodene



Figur 93. Nordre Paulertjern. Oksygenforhold under stagnasjonsperiodene



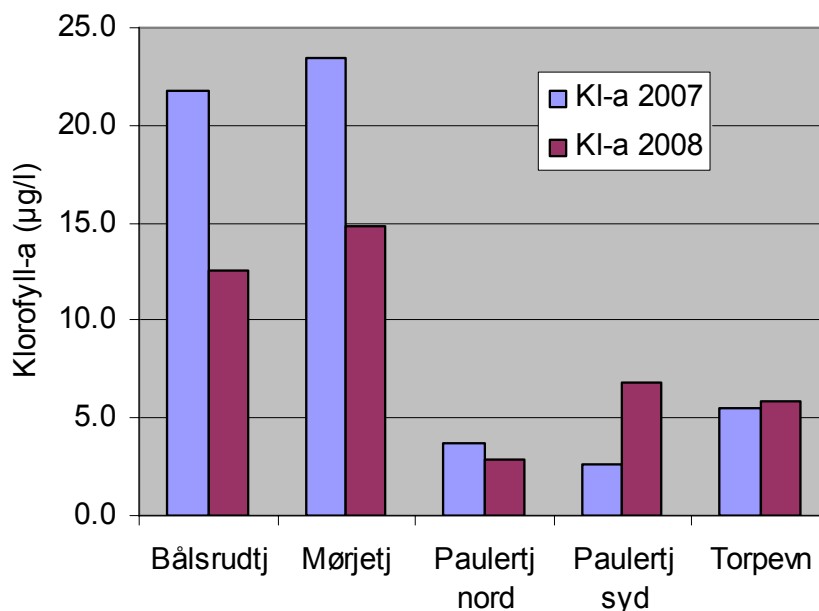
Figur 94. Søndre Paulertjern. Oksygenforhold under stagnasjonsperiodene

10.2 Algemengde i innsjøene

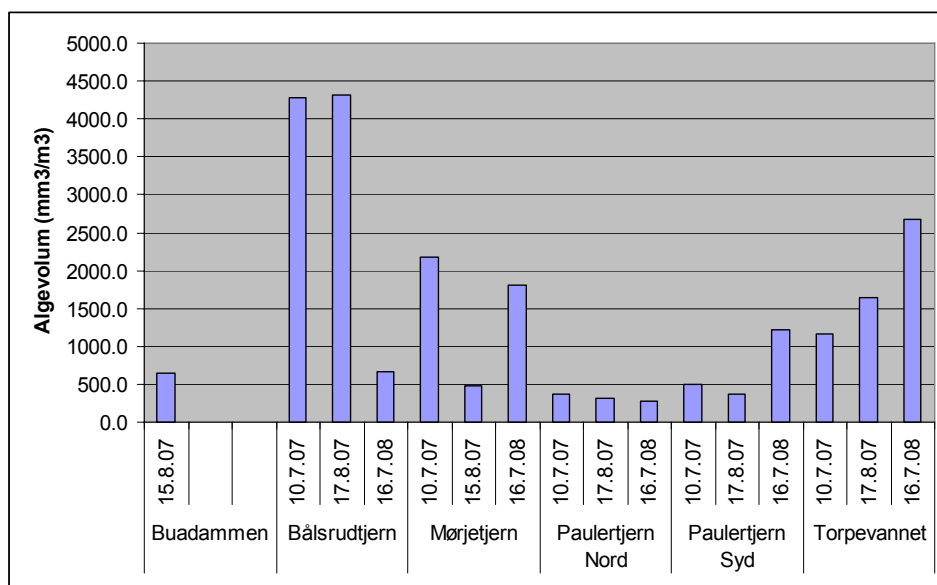
Figur 95 viser algemengden som klorofyll-a konsentrasjon i de små innsjøene gitt som middelverdi i overflatelagene i juni-september. **Figur 96** viser algemengde som biovolum bestemt ved mikroskopiering ved to anledninger midtsommers, mens **Figur 97** viser sammensetningen av de viktigste hovedgrupper av alger i algesamfunnet.

Det er klart at referansesjøen Nordre Paulertjern hadde minst alger, mens de mest steinbruddspåvirkede innsjøene, Bålsrudtjern og Mørjetjern hadde mest alger. Dette kan synes litt rart, da steinbruddsslammets fosforinnhold var lite biotilgjengelig (omtrent som breslam og i størrelsesorden 1/5 så biotilgjengelig som erosjonsavrenning fra dyrkede jorder), se kapittel 13. Men det faktum at det er mye finfordelt steinstøv, og at det holder seg svevende svært lenge kan bidra til en viss algevekst. Larvikitten inneholder en del fosforholdig apatitt. Funn av bakterien *Sphaerotilus* i innløpsbekkene til disse vannene indikerer at de også mottar urensset sanitæravløpsvann, samt at det også er avrenning fra jordbruksarealer i nedbørfeltet.

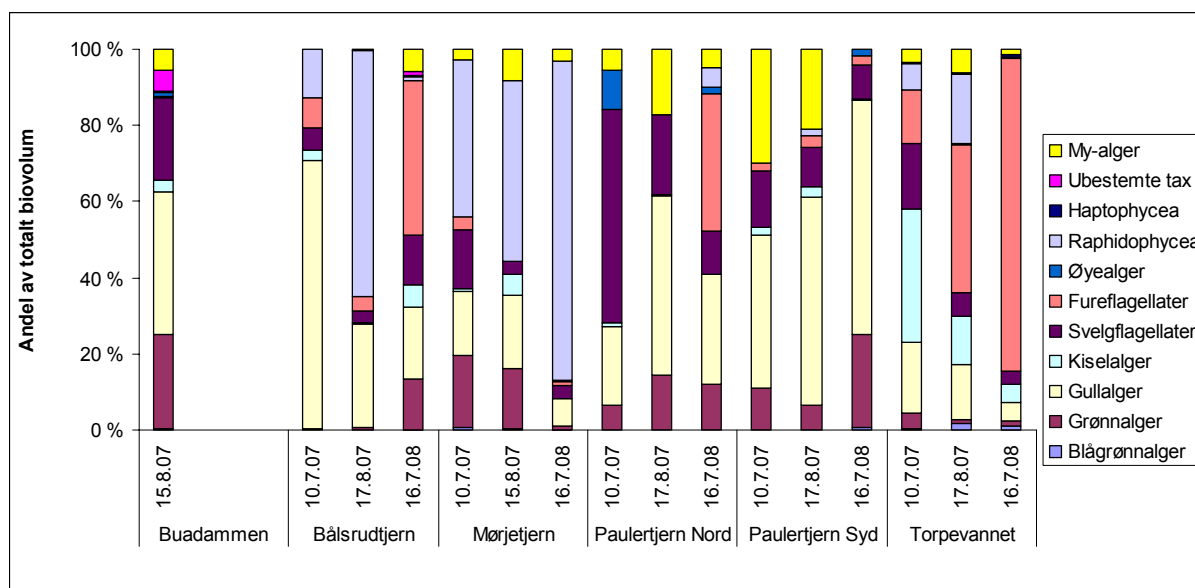
Hvis man ser på sammensetningen av algesamfunnet ser man at Bålsrudtjern og Mørjetjern inneholder mye av algegruppen Raphidiniophyceae. Den høye biomassen utgjøres nærmest utelukkende av en art, *Gonyostomum semen*. Dette er en nyinnvandret alge som liker seg i humusrikt vann, samt at den kan foreta vertikale vandringer. Den kan således gå ned i bunnvannet om natten og hente fosfor og gå opp i overflaten om dagen og utnytte lyset til å produsere mer alger. I Vestmunnvannet i Hallevannet, den vestre delen som overhodet ikke er påvirket av steinbrudd, men som er betydelig belastet med humus fra skogsområdet, hadde også svært høye algebiomasser, hovedsakelig forårsaket av denne algetypen (se kapittel 11.2). Innslag av denne nye algetypen er nok en viktig årsak til at det er så mye alger i de to småvannene, i og med at algevekstforsøk under kontrollerte betingelser viste at fosfor i steinbruddsslamm ikke var mer biotilgjengelig enn breslam fra Blåisen på Hardangerjøkulen.



Figur 95. Midlere algemengde i de ulike småvannene over sommeren (juni-sept) gitt som middelverdier av klorofyll-a i overflatelagene.



Figur 96. Algebiomasse gitt som algevolument i de ulike småvannene.



Figur 97. Sammensetningen av algesamfunnet i småvannene.

10.2.1 Sediment

I Pauletjernene kunne man ikke se noe steinslampåvirkning i sedimentet. Det kunne man derimot i de andre småvannene, **Figur 98 - Figur 102**. Det er rimelig å anta at organismer som lever i og på slamoverflaten vil bli påvirket av dette slammet, som er svært uorganisk av natur. Flere av bunndyrene

lever omtrent som meitemark, dvs. de spiser sediment og fordøyer det organiske materialet som finnes der. Hvis det bare er uorganisk slam skulle det bety lite mat for disse dyrene. Det viste seg imidlertid at det levde bunndyr i dette slamm, men om det var normale mengder er noe uklart da man ikke hadde noen sammenliknbar referansesjø, se bunndyrkapitlet 10.3.



I Mørjetjern bestod sedimentet for det meste av kompakt steinslam



Prøvetaksstasjon i Mørjetjernet

Figur 98. Sedimentprøve i Mørjetjern



Sedimentet på det dypeste punkt i Bålsrudtjern (7m) hadde et ca 10 cm sjikt med steinslam-sediment over naturlig innsjøsediment. Svarte soner vitnet om perioder med oksygenfritt bunnvann (jernsulfidfellinger).

Figur 99. Sedimentkjerne fra Bålsrudtjerns dypeste punkt



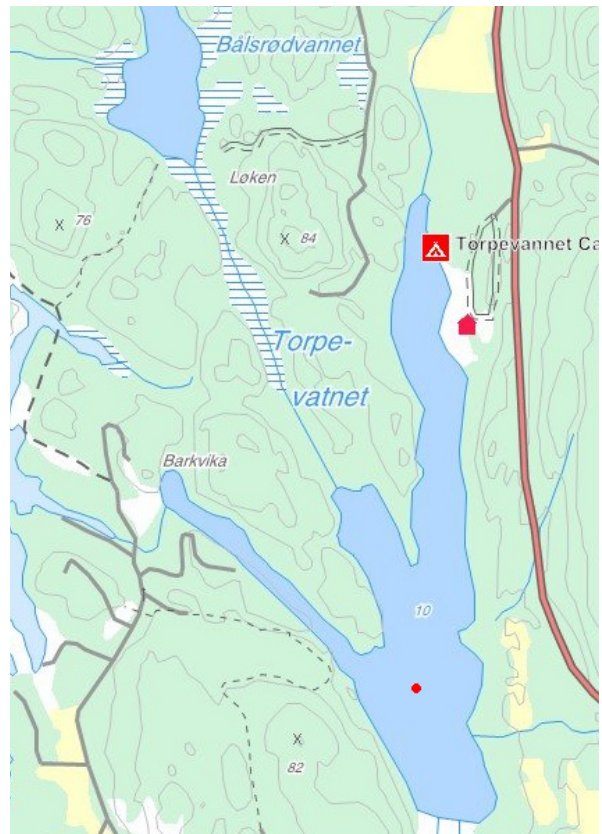
Nær innløpet til Askedalsbekken (3.5 m dypt) var steinslamsedimentet ca 15 cm tykt i Bålsrudtjern.



Figur 100. Sedimentkjerne fra nord-enden av Bålsrudtjernet



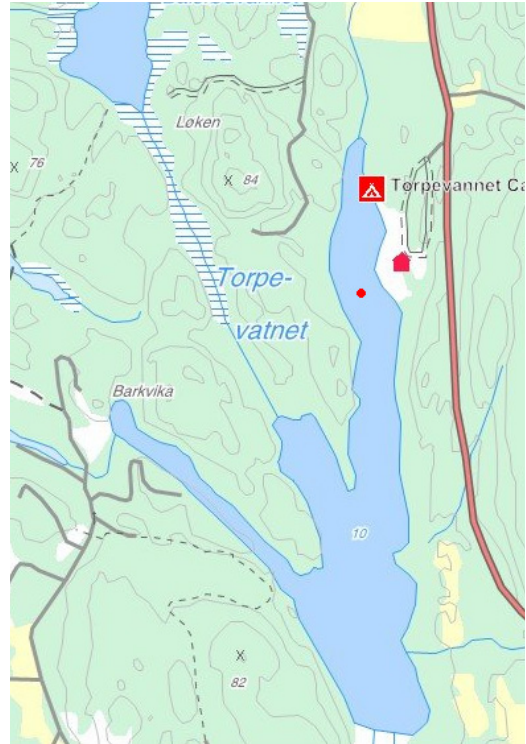
Sedimentet på det dypeste punkt (12 m) i Torpevatnet hadde et sjikt med steinslamsediment på 4-5 cm



Figur 101. Sedimentkjerne fra Torpevatnets dypeste punkt



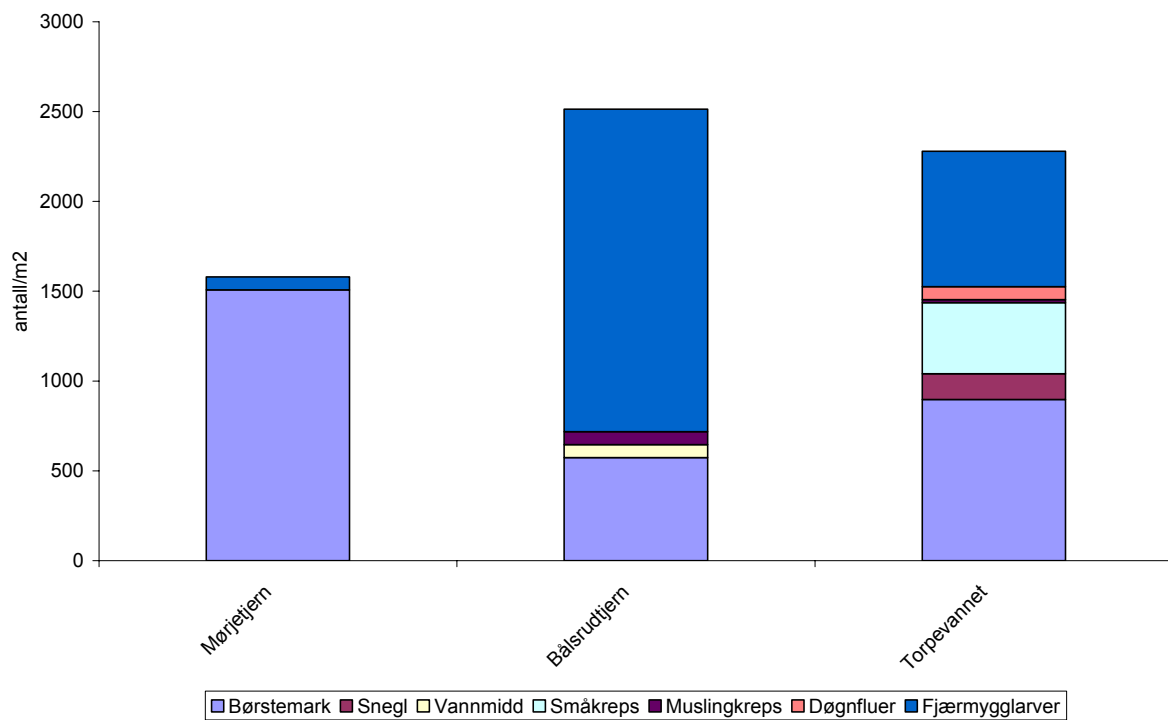
Ut for Campingplassen (ca 3.5 m dypt) var steinslamsedimentet ca 10 cm tykt



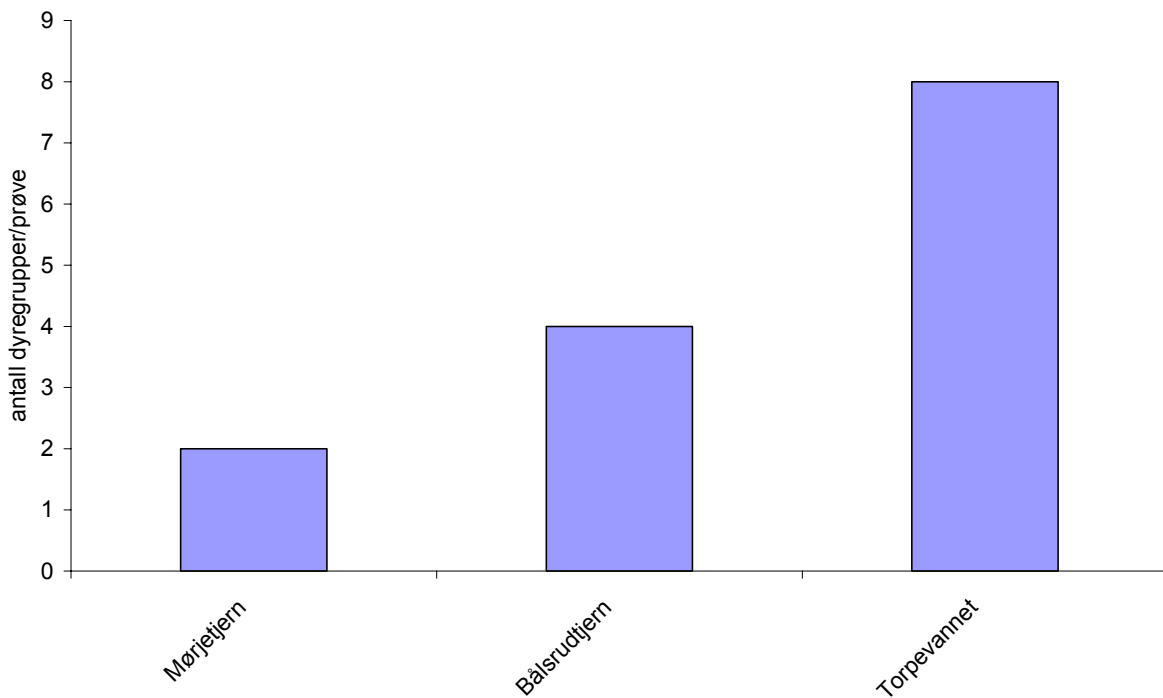
Figur 102. Sedimentkjerne fra nord-enden av Bålsrudtjernet

10.3 Bunndyrundersøkelse i småvannene, Mørjetjern, Bålsrudtjern og Torpevatnet

Det ble tatt bunndyrprøver med grabb på ca 3 - 4 m dyp. I Mørjetjern ble bunndyrsamfunnet dominert av fåbørstemark, men også med innslag av fjærmygglarver. Total tetthet var omkring 1500 ind/m². I Bålsrudtjern dominerte fjærmygglarver. Total tetthet var noe høyere enn i Mørjetjern med ca 2500 ind/m². I Torpevatnet hadde en total tetthet omkring det samme som i Bålsrudtjern. Her var det omkring like høy tetthet av fjærmygg og fåbørstemark. Fåbørstemark favoriseres mest av bunnsubstrat med mye slam, dernest fjærmygglarver. Begge disse gruppene har arter som også kan tåle en del redusert oksygeninnhold i vannet. Biologisk mangfold målt som antall hovedgrupper av bunndyr viste at Mørjetjernet bare hadde 2 grupper, Bålsrudtjern 4 og Torpevatnet hadde 8 grupper (**Figur 104**). Ut fra sammensetningen av bunndyrsamfunnet er det klart at Mørjetjernet er mest påvirket av partikler. Deretter kommer Bålsrudtjernet og Torpevatnet.



Figur 103. Tettheten av ulike bunndyrgrupper i tre tjern midt i november 2007. Prøver fra 3-4 m dyp.



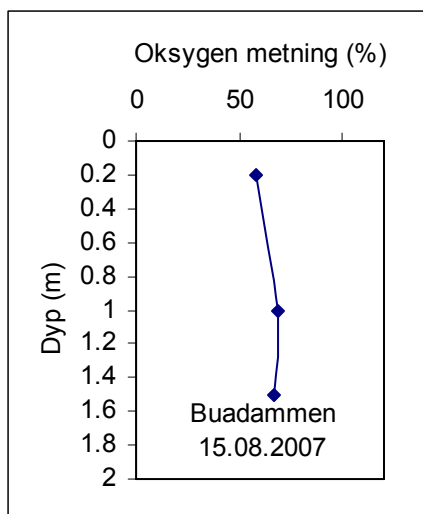
Figur 104. Biologisk mangfold målt som antall dyregrupper i bunndyrsamfunnet.

10.4 Buadammen

Innsjøen er på det nærmeste helt dekket med flytebladsplanter, hvorav vanlig tjønnaks *Potamogeton natans*) og gul nøkkerose (*Nuphar luteum*) er de viktigste artene. Det er ikke sannsynlig at det er steinbruddsaktiviteten som er årsaken til gjengroingen. Sedimentet i tjernet var av normal beskaffenhet, brunaktig gyttje/dy, se **Figur 107**. Det var bra med oksygen helt til bunn, **Figur 106**.



Figur 105. Buadammen er på det nærmeste gjengrodd av vannplanter



Figur 106. Oksygeninnhold i Buadammen 15.08.2007

Ifølge de som har hytten ved utløpet av dammen skjer det nesten hvert år en kraftig algetilgroing med flytende "grønske" i overflaten av innsjøen. Dette tyder på næringstilførsler. Det er tatt to prøver i innløpsbekken til Buadammen og disse hadde over 40 $\mu\text{gP/l}$ og 2500 $\mu\text{gN/l}$, noe som indikerer at det er forurensede tilførsler til bekken. Turbiditeten var ikke bemerkelseverdig høy, så det er trolig andre kilder enn steinbruddsavrenning. Det er henlagt betydelig mengder utgjæret kloakkslam på gamle steinfyllinger i nedbørfeltet, **Figur 108**. Dette kan være en kilde.



Figur 107. Buadammen hadde normalt utseende sediment. Det lyse man ser over sedimentoverflata er grumsete vann som skyldes opphvirvling under prøvetakingen.



Figur 108. Det er henlagt betydelige mengder utgjæret kloakkslam på gamle steinfyllinger i Buadammens nedbørfelt.

11. Undersøkelser i Hallevatn

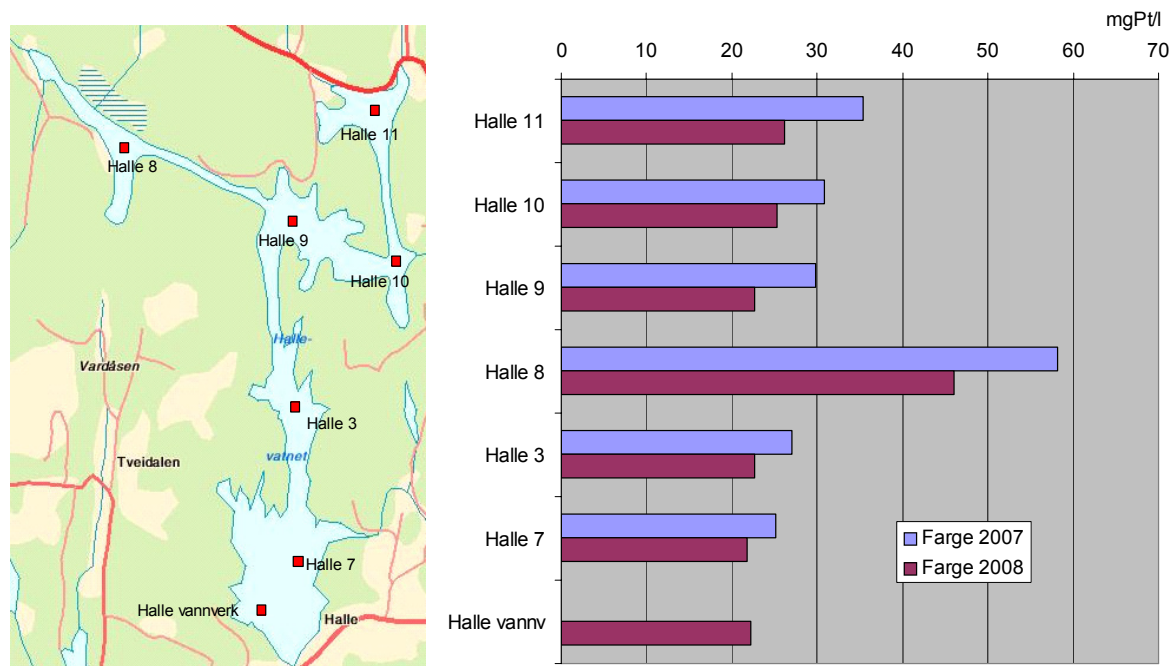
11.1 Undersøkelsene har omfattet

I Hallevatn er det foretatt følgende undersøkelser:

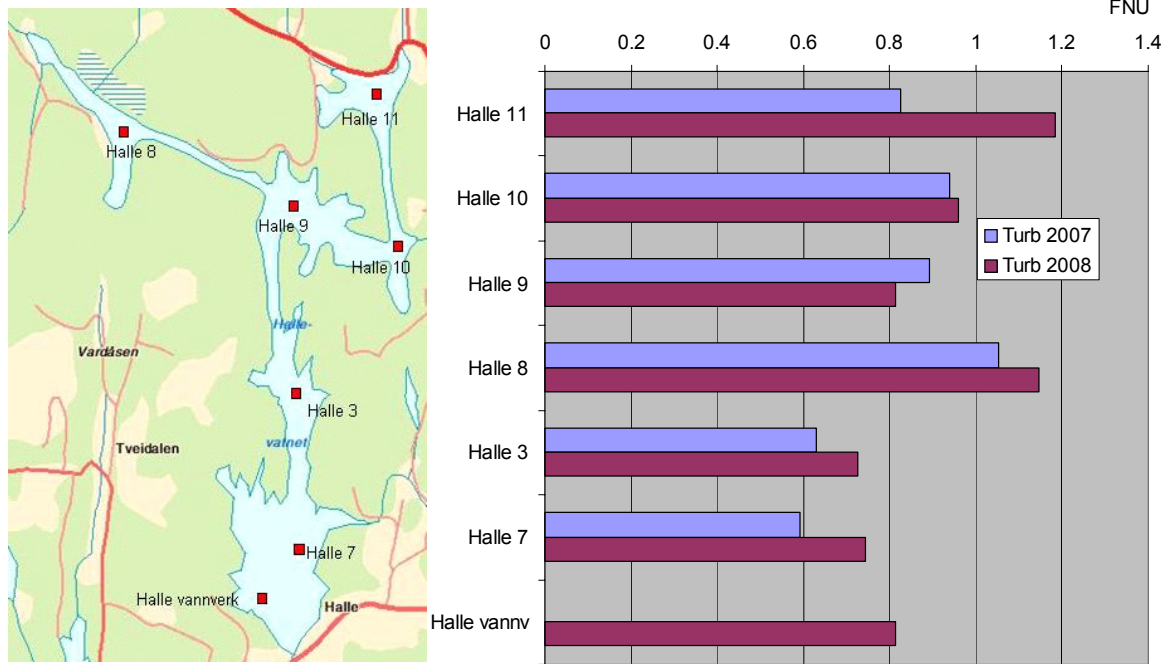
- Studium av vannkvalitet, algemengde og artssammensetning i de ulike bassengene og fjordarmene
- Gradientstudier av turbiditet ved en rekke stasjoner fordelt over hele innsjøen. Dette er utført en gang i vinterhalvåret, vår og høst, og 4 ganger om sommeren
- Mer detaljert studie av eventuell spredning av turbid vann utfor utløpet av Eikedalsbekken, Kryssgårdsetra, Saga Pearl bukta (Messingvika).
- Bunndyrprøver og sedimentkarakteristikk i Saga Pearl bukta, sammenliknet med referansebukta
- Studium av sjikttingsforhold, turbiditet og vannkjemi fra topp til bunn ved innsjøens dypeste punkt samt ved vannverksinntaket

11.2 Vannkvalitet og algemengde i de ulike delene av Hallevannet

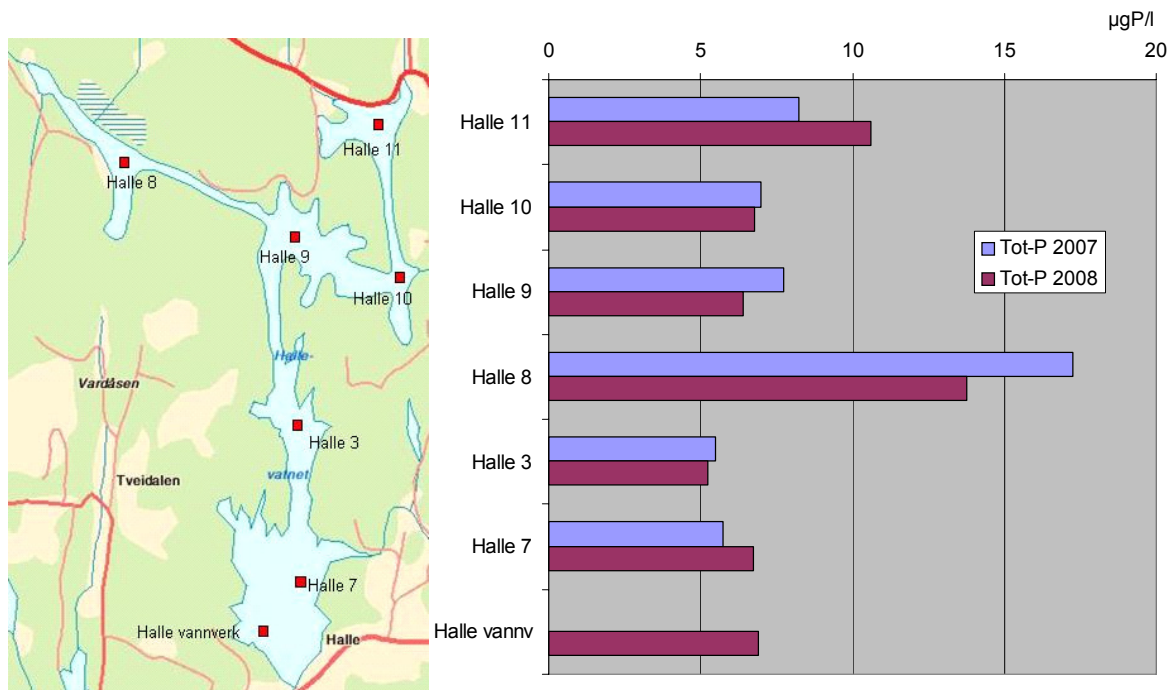
Konsentrasjoner av en rekke viktige vannkvalitetsmessige parametre i overflatesjiktet (0-6m) i Hallevannets ulike bassenger, er fremstilt i **Figur 109** til **Figur 115**. Parameterne omfatter, farge, turbiditet, total fosfor, total nitrogen, siktedyp, algemengde som klorofyll-a, som totalt algevolum, samt algesamfunnets sammensetning. Kommentarer gis deretter.



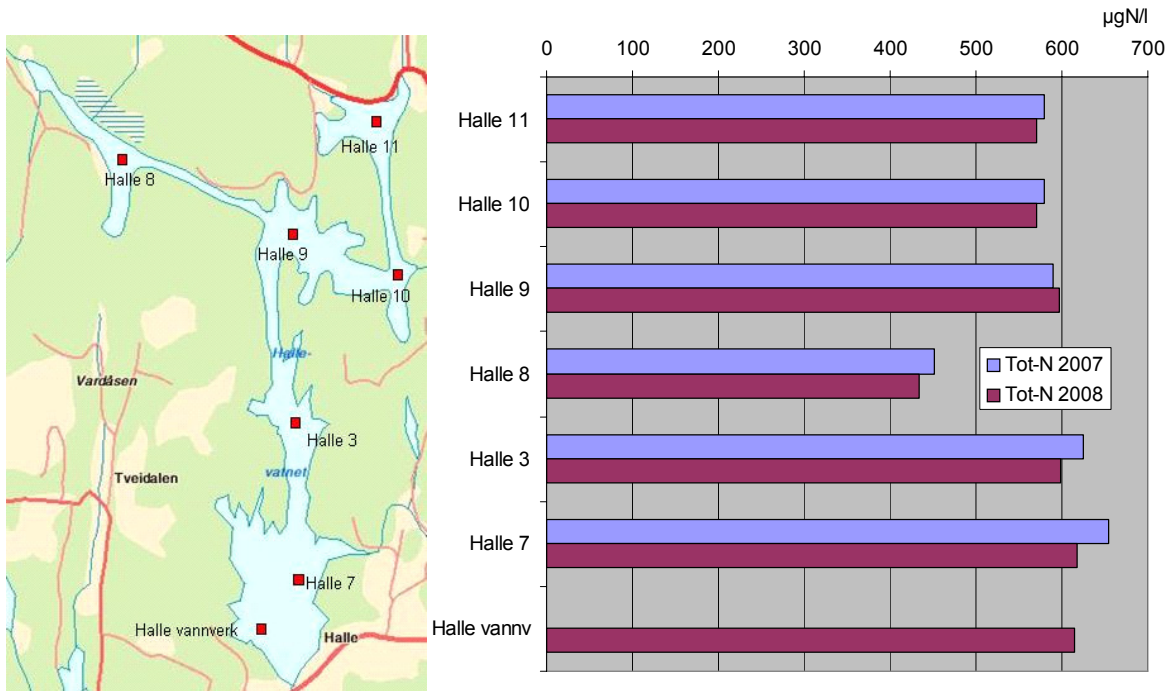
Figur 109. Farge i Hallevannets 6 hovedbassenger (middelverdier i sjiktet 0-6 m i sommerhalvåret)



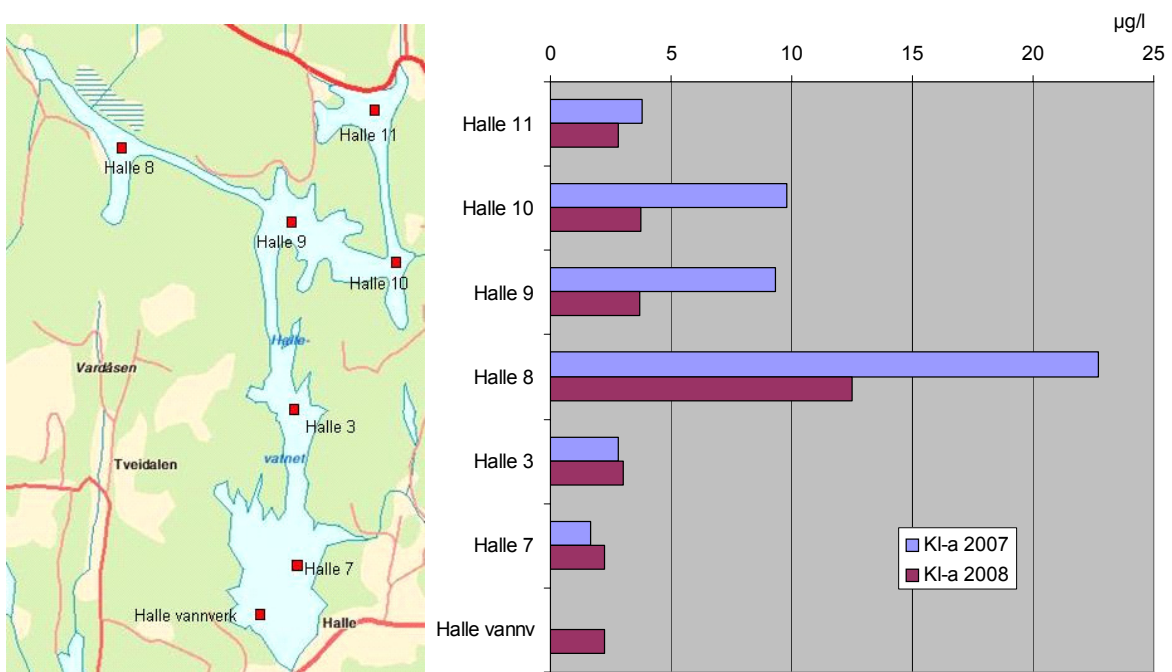
Figur 110. Turbiditet i Halle vannets 6 hovedbassenger (middelverdier i sjiktet 0-6 m i sommerhalvåret)



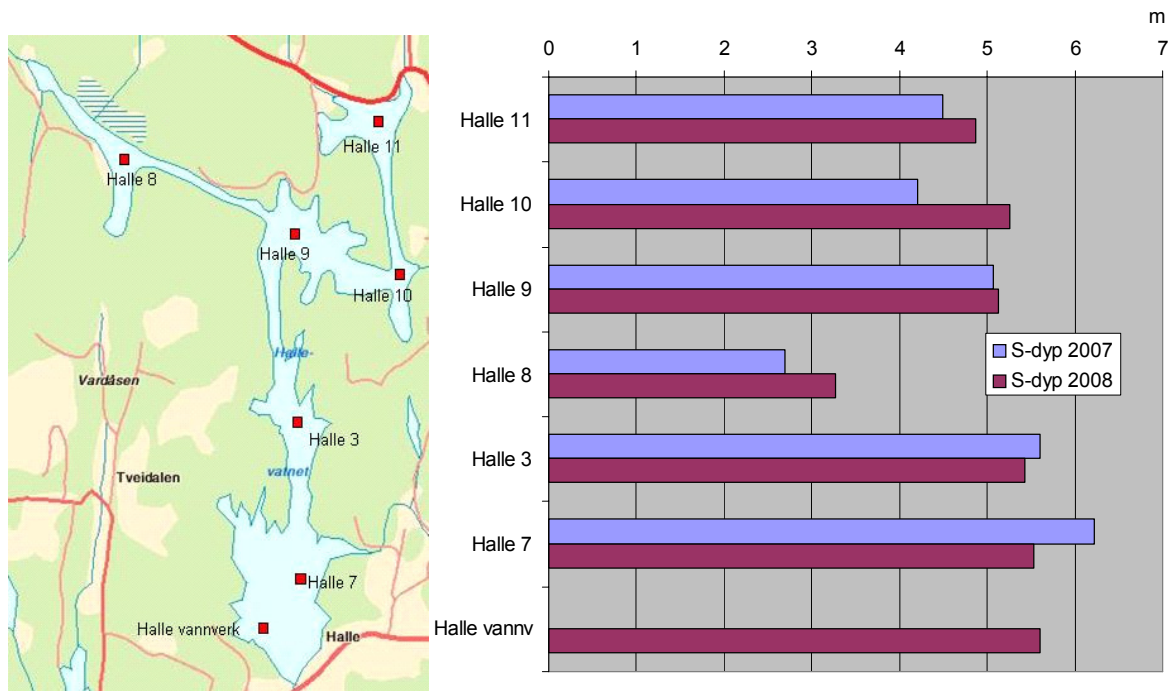
Figur 111. Konsentrasjon av total fosfor i Halle vannets 6 hovedbassenger (middelverdier i sjiktet 0-6 m i sommerhalvåret)



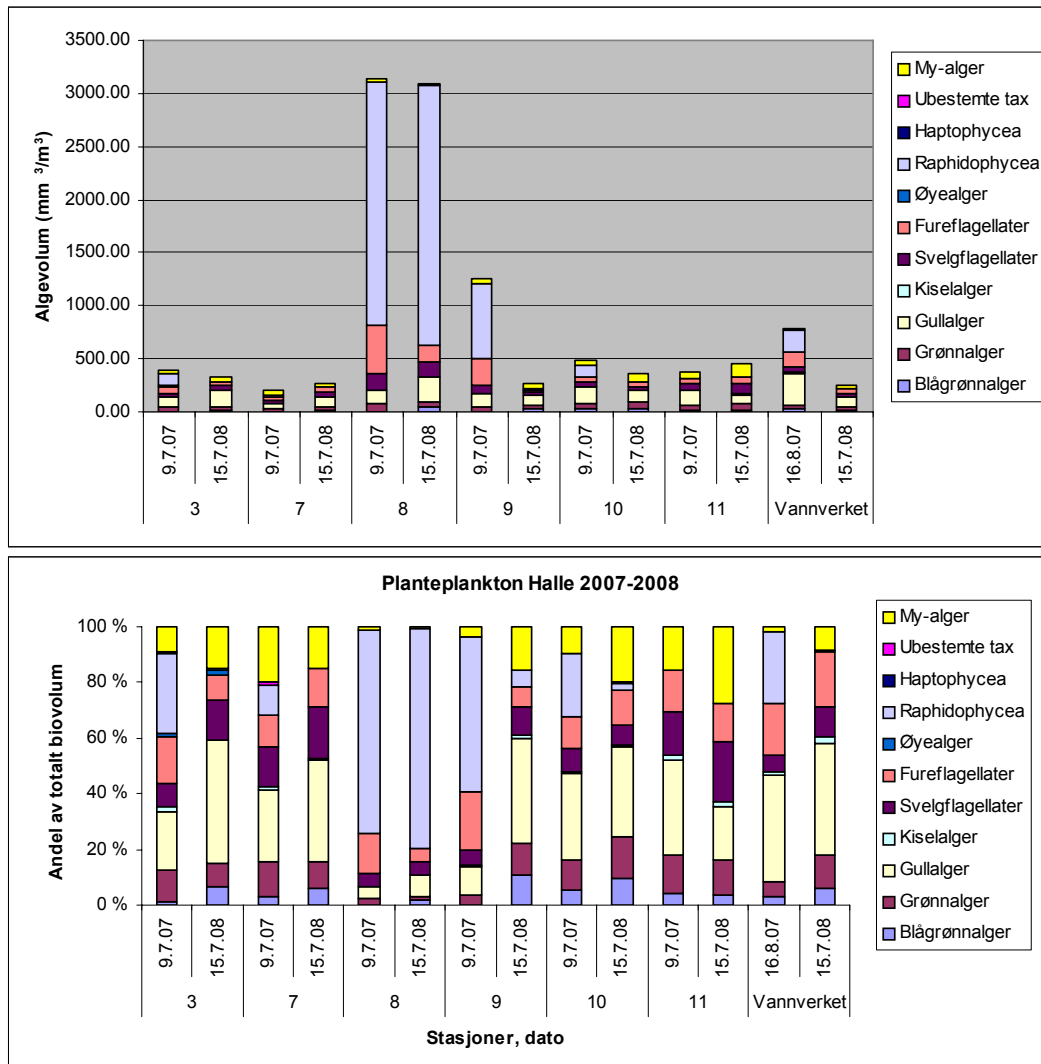
Figur 112. Konsentrasjon av total nitrogen i Hallefjordenets 6 hovedbassenger (middelverdier i sjiktet 0-6 m i sommerhalvåret)



Figur 113. Konsentrasjon av alger (gitt som klorofyll-a) i Hallefjordenets 6 hovedbassenger (middelverdier i sjiktet 0-6 m i sommerhalvåret)



Figur 114. Siktedyp i Hallevatnets 6 hovedbassenger (middelverdier i sjiktet 0-6 m i sommerhalvåret)



Figur 115. Mikroskopianalyse av planktonprøver fra ulike stasjoner i Hallevannet. Øverste panel viser biomasse bestemt som totalt algevolument, mens nedre panel viser den prosentvise sammensetningen av de ulike algegrupper. Artsliste er gitt i Datarapporten. For stasjons plassering, se de ovenstående figurer.

Det fremgår at det vestre bassenget, Vestmunnvannet, har omtrent dobbelt så mye humus som søndre del av innsjøen. Denne humusen kommer fra naturlige kilder i nedbørfeltet som skog og myr. Fosforkonsentrasjonen følger humuskonsentrasjonen. Det er bemerkelsesverdig mye alger i dette vestre bassenget. Dette har delvis sammenheng med at det har kommet inn en ny algetype, *Goniostomum semen*, som ikke har vært her før. Denne kommer sør-øst fra og har spredd seg opp gjennom Østfold, rundt Oslo og nedover på vestsiden av Oslofjorden nå i det siste. Denne arten er spesiell ved at den greier å utnytte fosforet i humusmaterialet mye bedre enn de algene vi har hatt før. Den gjør dette ved å vandre ned i dypet om natten, for der å hente fosfor som blir frigitt ved humusens oksygenforbruk. Den tar dette med opp til den belyste sone om dagen hvor den kan vokse og produsere mer alger. Trolig er det et varmere klima som har fått denne algen til å trekke nordover. Den kan bli problematisk for mange humussjøer, særlig der slike benyttes til drikkevannsformål. Vestmunnvannet mottar ikke steinbruddsavrenning.

Turbiditeten er lav ved alle stasjoner, men størst ved stasjon 8 og 11, og minst i den søndre del av vannet. Hallevannet mottar bare ørsmå tilførsler fra steinbruddsaktiviteten. Disse kommer inn i Eikedalsbukta øst for st 10, i Kryssgårdsseterbukta (vest for st 3) og i Messingvika (på vestsida NØ for st 7). Ingen av disse utslippene setter preg på noen av stasjonene ut i de frie vannmasser. Turbiditeten i innsjøen bestemmes først og fremst av alger og humusfnokker.

Høyest nitrogenkonsentrasjon finner vi i det søndre bassenget, noe som høyst trolig kommer fra landbruket. Det er lite nitrogen i humusmateriale, og i tråd med dette er det også lavest nitrogenkonsentrasjon i den vestre fjordarmen (Vestmunnvannet) der det er mest alger. Den relativt lave nitrogenkonsentrasjonen i Vestmunnvannet tyder på at mengden ikke har sin opprinnelse i menneskelig forurensningspåvirkning, men fosfor fra naturlige kilder. Apatitholdig berggrunn, samt marine løsavsetninger er trolig hovedkildene.

Siktedypet er størst sør i innsjøen, der det er minst alger, lavest turbiditet, og lavest farge på vannet.

11.3 Gradientstudier av turbiditet fordelt over hele innsjøen

Undersøkelsen har omfattet 30 stasjoner vist i **Figur 116**. Stasjonene er undersøkt 4-5 ganger hvert år. Ved flere av stasjonene er turbiditeten undersøkt helt til bunns. De fleste toktene har omfattet overflatelagene fra 0-6 m. Detaljerte resultater er gitt i datarapporten. Her refereres bare midlere verdier, samt eventuelle ekstremer, og funn som tyder på steinbruddspåvirkning.

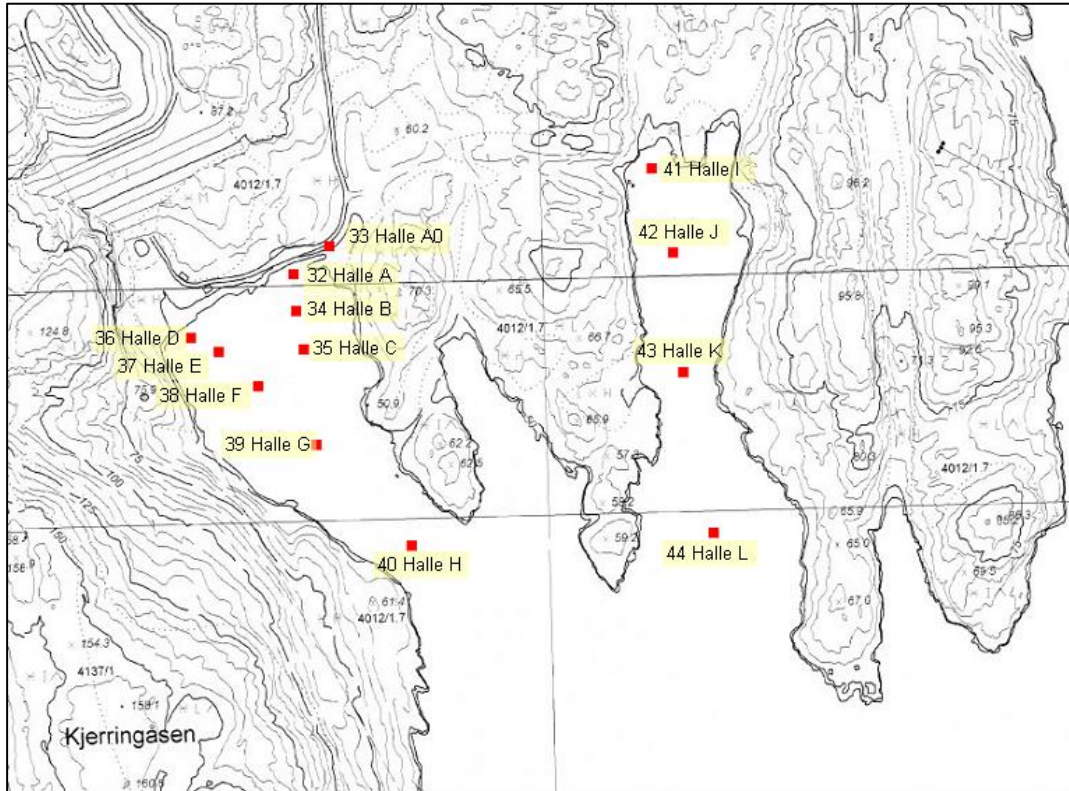


Figur 116. Prøvetaksstasjoner i Hallevannet hvor det er gjort gradientstudier av turbiditet og andre parametre for å spore eventuell steinbruddspåvirkning

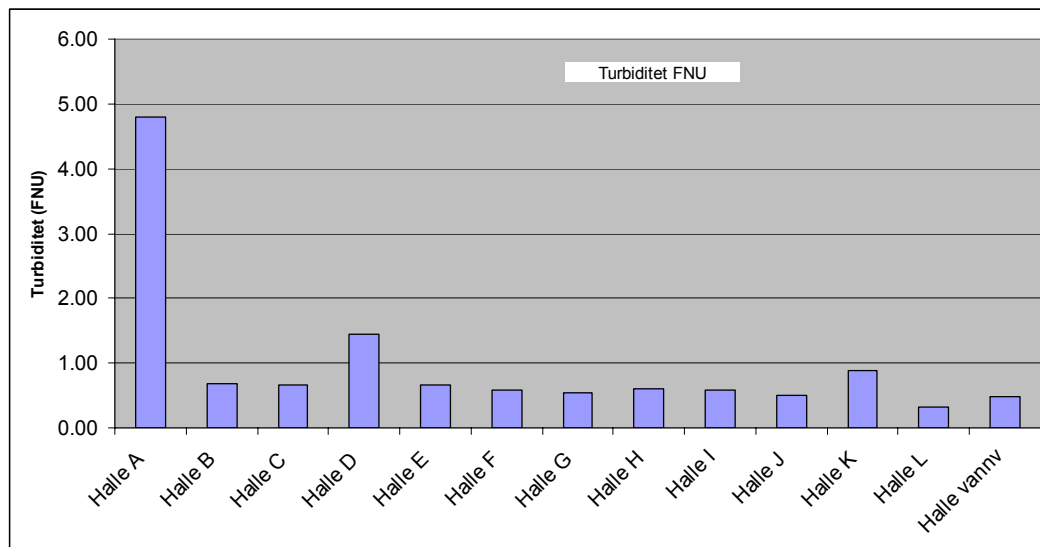
I det forrige kapittelet om vannkvalitet, ble det vist at det ikke var noen turbiditetsforskjeller i de forskjellige hovedbassengene til Hallevannet som kunne stamme fra steinbruddspåvirkning. Algemengde og humusinnhold bestemte turbiditeten i hovedbassengene.

11.3.1 Gradientstudier av turbiditet i Messingvika (Saga Pearl Bukta)

Ved 5 tokt hvert år ble det målt turbiditet fra topp til bunn langs en gradient fra utslippspunktene Saga Pearl Øst og Saga Pearl Vest i Messingvika (A-H), og en gradient i en nærliggende upåvirket referansebuket (I-L), se **Figur 117**. Resultatene er fremstilt i **Figur 118** som middelverdi av alle målinger. Det er også sammenliknet med en stasjon som ligger utenfor figuren (syd), nemlig ut for vannverket, se **Figur 116**.



Figur 117. Prøvetakingsstasjoner i Messingvika ("Saga Pearl bukta" A-H) og upåvirket referansebuket (I-L)



Figur 118. Midlere turbiditet ved de angitte stasjoner basert på 5 tokt hvert år og målinger gjennom hele vannsøylen.

Kun ved den innerste stasjonen ved Saga Pearl Vest (Halle A) og ved den innerste stasjon ved Saga Pearl Øst (Halle D) var det signifikant høyere turbiditet enn i resten av vannet. Disse stasjonene ligger 10-20 m fra land (avhengig av vannstand) i rett linje ut fra utslippsbekkene. Høyeste observerte konsentrasjon var hhv 20 og 12 FNU under en regnværperiode. På stasjonene utenfor disse to (B og E) var middelverdien nede på bakgrunnsnivå, og maksimalt observerte turbiditet var hhv 1.9 og 1.2 FNU.

Visuelt sett måtte man helt inn mot utslippet inne i takerbeltet for å se at utslippet laget turbiditet i innsjøvannet.

11.3.2 Sedimentprøver i Messingvika

Det ble tatt sedimentprøver for visuell vurdering av sedimentet på samme måte som i småvannene som ble undersøkt. Det kunne ikke ses noe typisk steinbruddssjikt i sedimentet, slik man kunne i Bålsrudtjern, Torpevannet og Mørjetjernet. Man måtte helt inn mot utslippet før man kunne se noe lyst lag på toppen av sedimentet. Sedimentet i de grunne delene av bukta bestod for det meste av sand, noe det også gjorde i referansebukta.

Det ble tatt sedimentprøver for analyse av ”industrikjemikalier” som PCB og olje ved innerste stasjon utenfor de 2 utslippene, dvs Halle A og Halle B. Det ble funnet lave konsentrasjoner av olje men ikke PCB. Det er ikke undersøkt hva slags olje dette dreier seg om. Konsentrasjonene var lave og gir ikke observerbare effekter på organismelivet.

11.3.3 Bunndyr i Messingvika og referansebukta

Bunndyrprøver fra Hallvannet ble tatt i Messingvika, samt i en referansebukta uten partikkeltilførsler fra steinbruddene. Prøvene ble tatt på ulike dyp utenfor utslippene på ca 0.5 m dyp til ca 5 m dyp lengre ut, se **Figur 117** og **Tabell 5**.

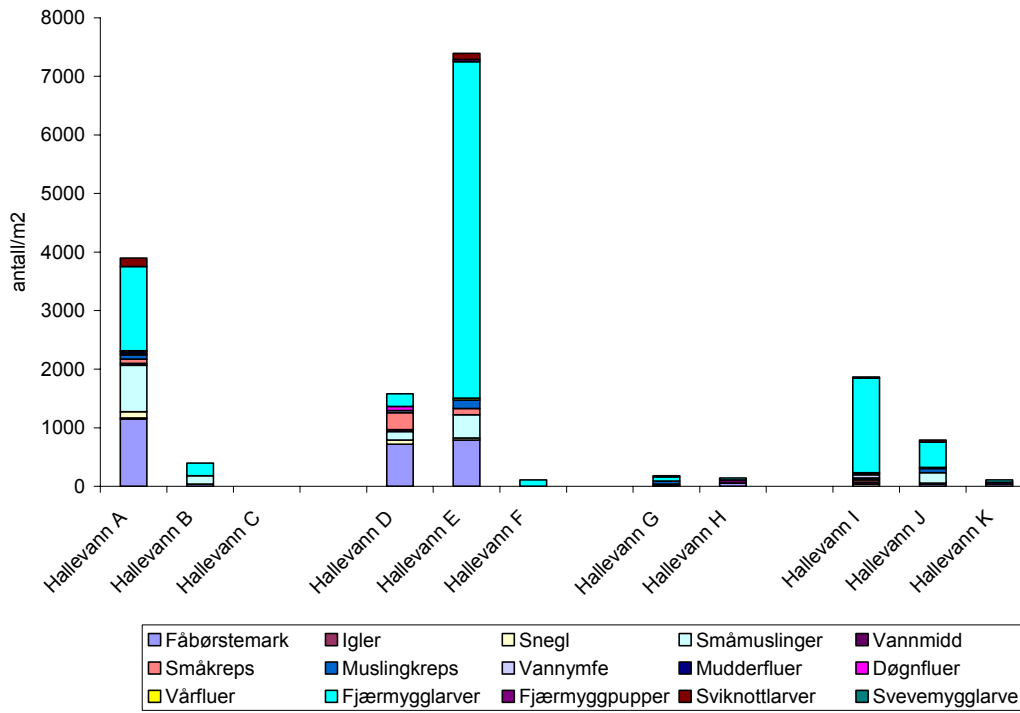
Tabell 5. Prøvedyp (m) for hver av stasjonene i Hallevannet.

Stasjon	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Dyp	0.5	2	5	0.5	2	5	8	10	0.5	2	5

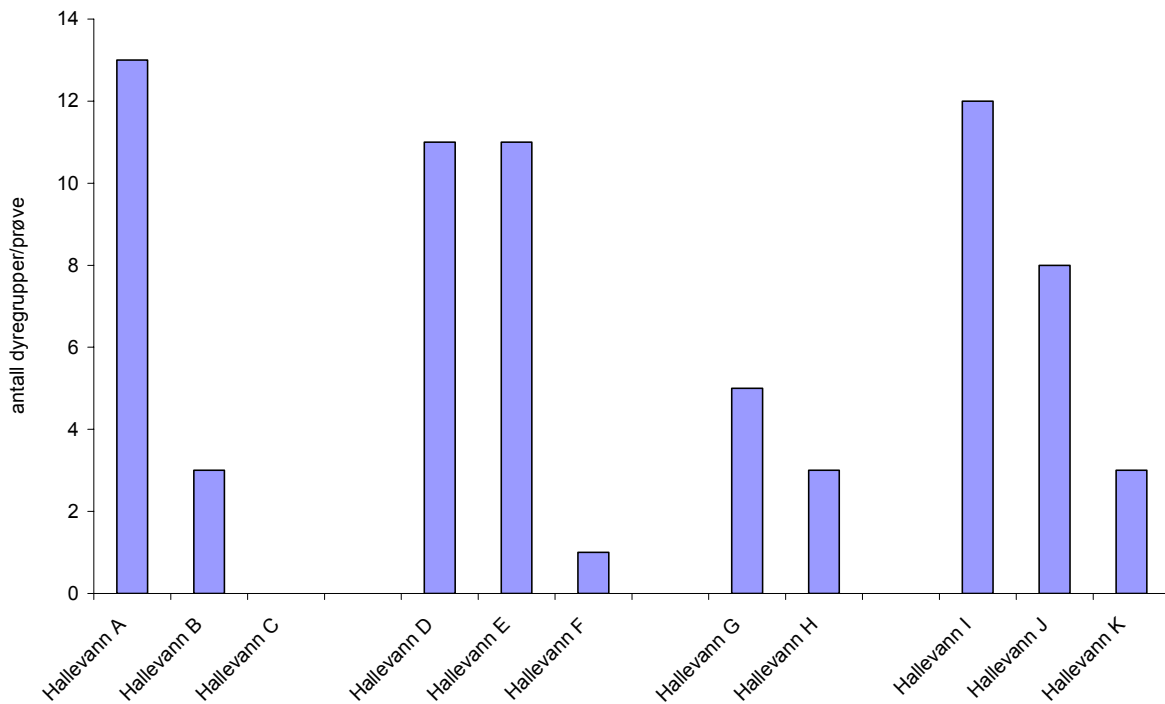
Langs transekt St A-C i Messingvika var det klart høyest tetthet av bunndyr i prøven nærmest land (St A), med ca 4000 ind/m². Det var størst tetthet av fjærmygglarver, men også fåbørstemark og småmuslinger (ertemusling) ble funnet i rikelig antall. Litt lengre ut, på 2 m dyp var tettheten vesentlig lavere med omkring 500 ind/m². Her ble det nesten utelukkende registrert fjærmygg og småmuslinger. På den ytterste stasjonen i dette transektet, på 5 m dyp, ble det ikke registrert bunndyr i prøven. Langs transektet St D-F ble det funnet relativt høy tetthet ved innerste stasjon, med omkring 2000 ind/m². Den dominerende gruppen her var fåbørstemark. På 2 m dyp var tettheten langt høyere, med omkring 7500 ind/m². Fjærmygg dominerte i prøvene, og det var først og fremst tettheten av fjærmygg som var forskjellen mellom St D og St C. På ytterste stasjon, på 5 m dyp var det bare få individer av fjærmygg. De to siste stasjonene i denne bukta var plassert lengre ut på henholdsvis 8 m og 10 m dyp. Total bunndyrtetthet var her lav med omkring 150-200 ind/m². Fjærmygg var vanligste gruppe ved St F, mens fåbørstemark og vannmidd var de vanligste ved St G. I referansebukta ble prøvene tatt langs transektete St I-K. På St I var tettheten av bunndyr omkring 2000 ind/m². Tettheten avtok deretter og var omkring 800 på St J. På begge stasjonene dominerte fjærmygg. Den ytterste stasjonen hadde langt lavere tetthet med ca 100 ind/m², fordelt lik mellom fjærmygg, vannmidd og fåbørstemark.

Det biologiske mangfoldet uttrykt som antall hovedgrupper viste at prøvene fra grunnområdene nærmest land gjennomgående hadde størst mangfold. Unntaket fra dette var prøven fra 2 m dyp på St E. Prøver fra dype områder hadde stort sett lavere mangfold enn prøver fra grunnere områder. Dette er en normal situasjon.

Både tetthet og mangfold viste at bunndyrsamfunnet i Messingvika ikke var vesentlig påvirket av partikkelutslipp. Sett i forhold til referanseprøvene var både tetthet og mangfold like høy eller høyere i Messingvika enn i referansebukta.



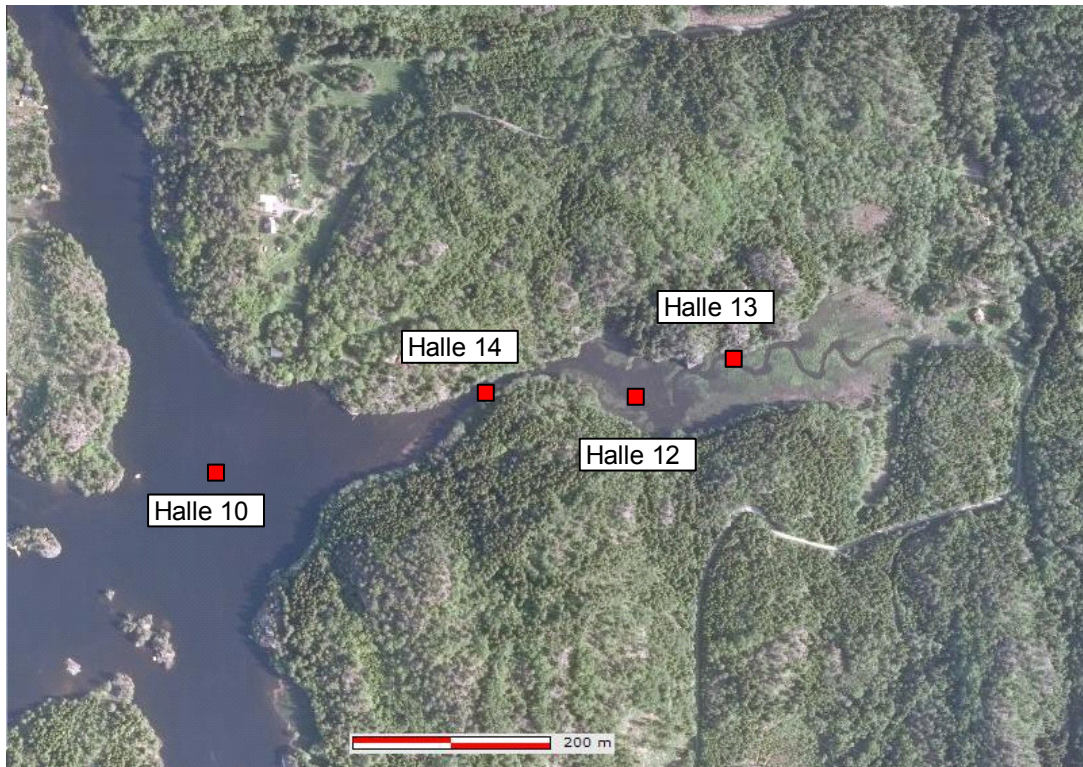
Figur 119. Tettheten av ulike bunndyrgrupper ved ulike stasjoner i Hallevann midt i november 2007. Prøver fra strandområdet og ut til 8 m dyp (se **Figur 117** for beliggenhet).



Figur 120. Biologisk mangfold målt som antall dyregrupper i bunndyrsamfunnet.

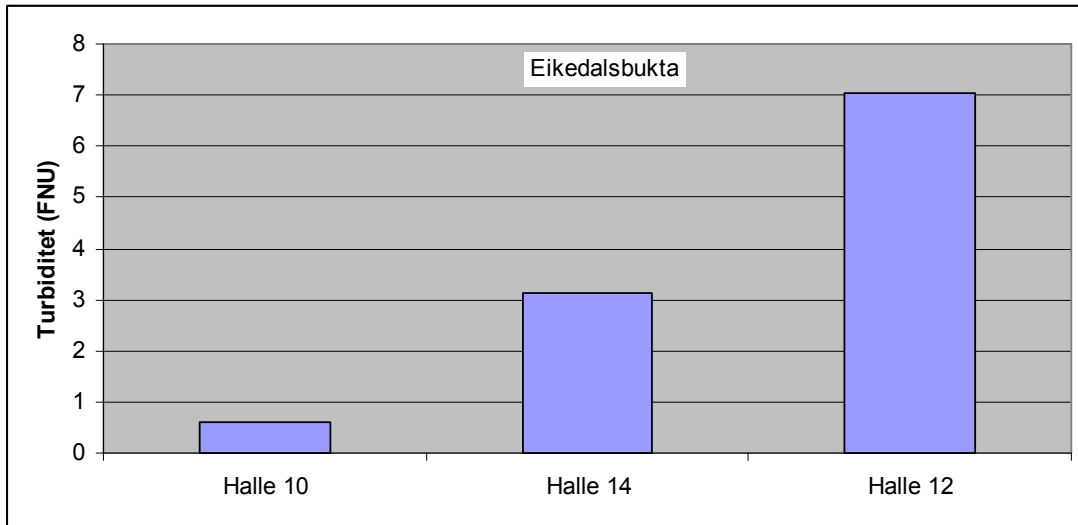
11.3.4 Gradientstudier av turbiditet i Eikedalsbukta

Eikedalsbekken transporterer eventuelle forurensninger fra Malerødbruddene og nedover mot Hallevatn. Forurensninger fra øvre deler av dette vassdraget er behandlet i kapittel 4.1.2. Hvordan det påvirker Hallevatn er studert ved et gradientstudium av turbiditet. Stasjonene er angitt på flyfoto, Ved normal vannstand fremstår Eikedalsbukta i dag nærmest som gjengrodd til en våtmark, og Eikedalsbekken snor seg som en kanal gjennom denne, **Figur 121**.



Figur 121. Flyfoto over Eikedalsbukta med prøvetakingstasjonene innplassert

Fra flyfotoet kan man ane en viss påvirkning, men denne kan rett og slett komme av at vannet er grunt og man skimter bunnen. Se f.eks. gruntområdet innenfor den vesle øya nederst til venstre i bildet. I **Figur 122** har vi ført opp middelveiden av turbiditetsmålingene vi har gjort langs gradienten. Den øverste stasjonen (Halle 13) nådde vi opp til bare ved 4 tokt (grunt og tilgrodd) slik at middelveiden blir såpass usikker at resultatene derfra er ikke tatt med i figuren. Ved den ytterste stasjonen (Halle 10) hadde vi 38 observasjoner så disse resultatene er meget sikre. En ser at påvirkningen når ikke ut i selve Hallevannet. I **Figur 123** er det påvirkede området inntegnet.



Figur 122. Midlere turbiditet langs gradienten i Ekedalsbukta



Figur 123. Avgrensning av området hvor vi har påvist steinbruddsgenerert turbiditet.

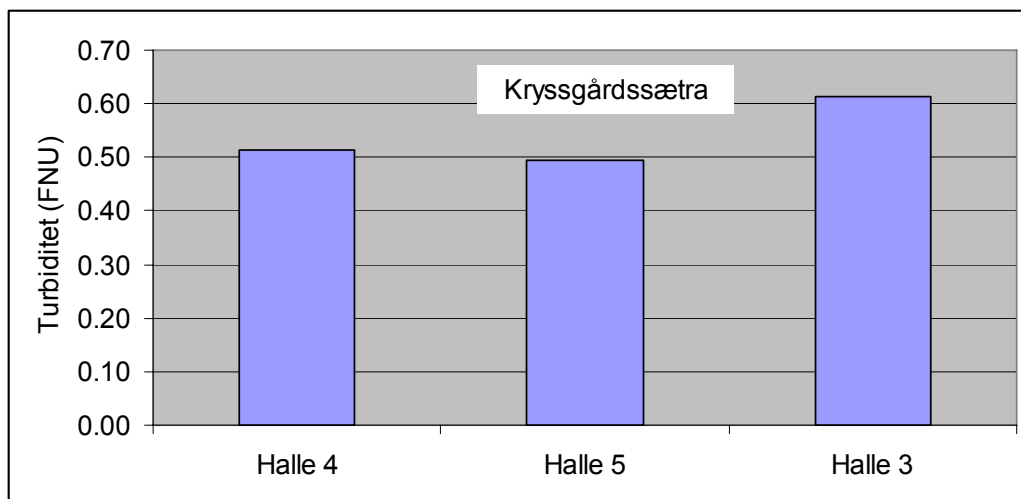
11.4 Bukta utenfor Kryssgårdssætra

Stasjoner som er nyttet ved gradientstudium av turbiditet i Hallevannet utenfor Kryssgårdssætra er gitt i Figur 124, og resultatene er gitt i Figur 125.



Figur 124. Stasjoner benyttet for å vurdere eventuell spredning av steinbruddsforurensninger via Kryssgårdssæterbekken; gradientstudium av turbiditet.

Resultatene fra turbiditetsmålingene er gitt i **Figur 125**.



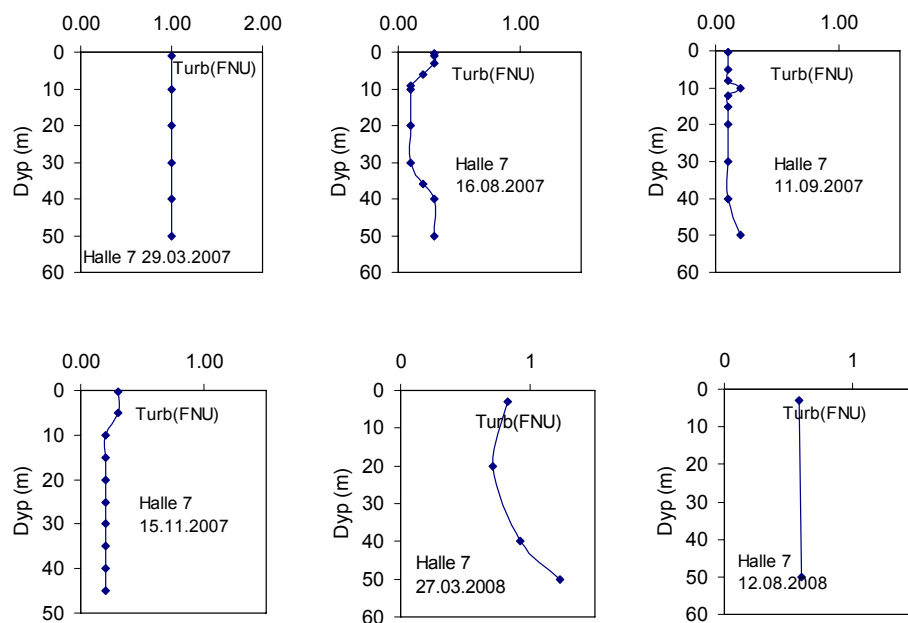
Figur 125. Middelerverdier av turbiditetsmålinger langs gradienten ut for Kryssgårdssæterbekken (17 obs ved innerste stasjon, 53 ved ytterste).

Det er ingen økning av turbiditeten innover i Kryssgårdssæterbukta. Visuelt sett har vi greid å påvise økt turbiditet bare ca 5 m ut fra bekkeutløpet. Det var ingen synlige steinbruddsgenererte sedimenter på bunnen. Grunnen til at det er høyere turbiditet midt ute i sjøen, kan komme av at den her er generert av planktonalger. Sjøtetteringene som på flyfotoet kan se ut som turbiditet er skygge og småbølger. Disse bildene er satt sammen av flere bilder, hvorpå det kan være forskjellige sol- og vindforhold.

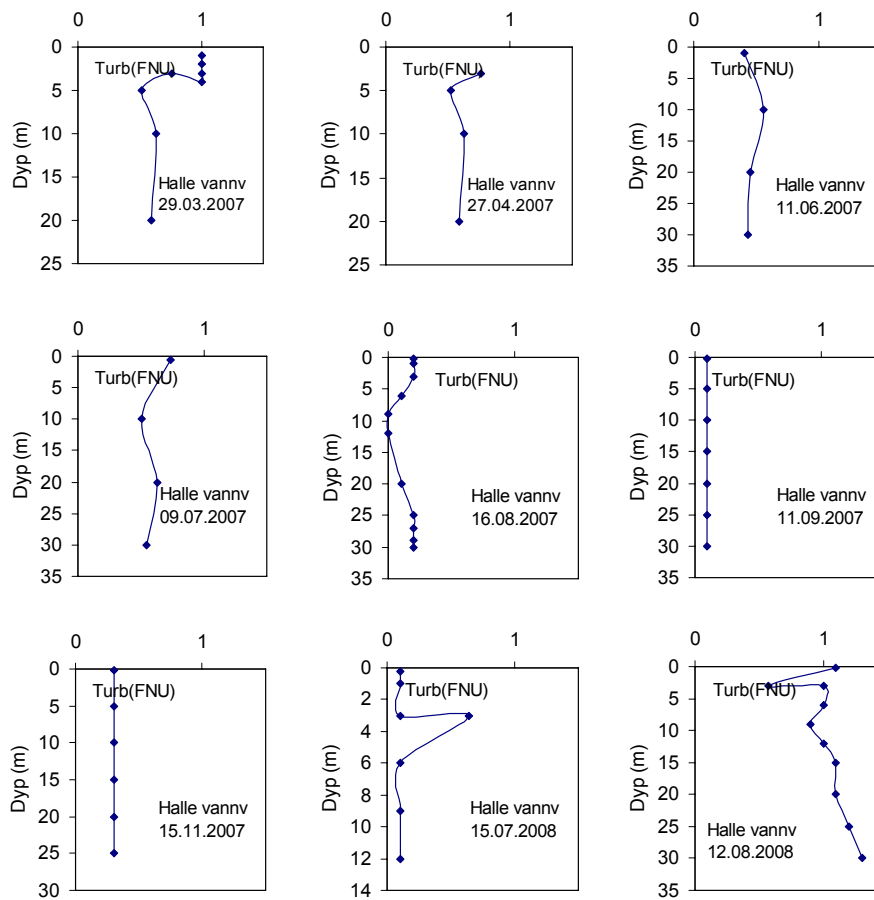
11.5 Sjuktningsforhold i turbiditet ved Hallevannets dypeste punkt og ved vannverket inntak

Det har vært reist spørsmål om det turbide vannet fra utslipp i Messingvika kunne bre seg langs bunnen ut mot Hallevannets dypeste punkt, og ut mot vannverkets dypvannsinntak, hhv. St 26 og 45 i **Figur 116**.

Resultatene er gitt i **Figur 126** og **Figur 128**. En ser at det er lave turbiditeter i alle dyp, noe som viser at det ikke er noen akkumulering av steinbruddsslam i dypvannet slik man fikk i Bålsrudvannet og Torpevannet ved enkelte anledninger. Det er ikke grunnlag for å fin-tolke de uregelmessigheter man finner på kurvene. De fleste målinger er gjort med en YSI (Yellow Springs Instruments Inc) sonde som senkes ned i dypet. Den er utstyrt med vinduspuser. Av og til legger det seg noe på glasset som gir høy turbiditet. Ved å kjøre vinduspuser kan denne bli borte. Vi mistenker organismer som gelekreps, og andre planktonorganismer med slimkappe for å kunne forårsake slike anomalier, og at det ikke er reelle endringer. Alle turbiditetsmålinger under 1-2 FNU er usikre når de utføres med feltinstrumenter.



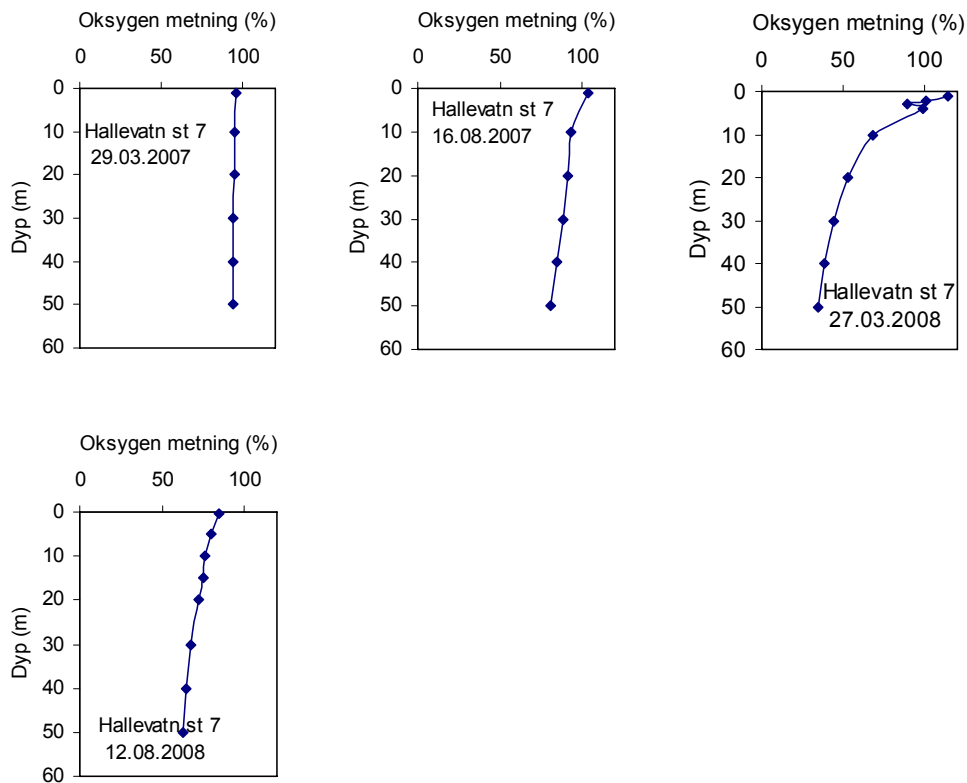
Figur 126. Vertikale turbiditetsmålinger over Hallevannets dypeste punkt (Halle 7)



Figur 127. Vertikale turbiditetsmålinger i Hallevatn utenfor vannverket (Halle vannv)

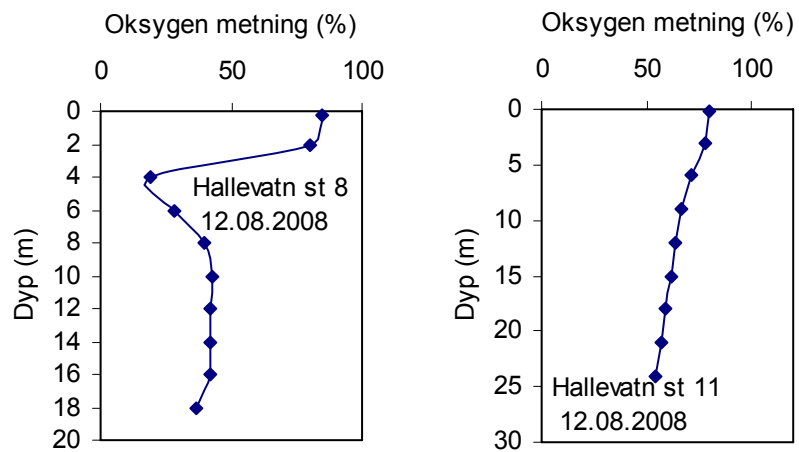
11.6 Oksygenmålinger i Hallevannet

Det ble foretatt vertikale oksygen målinger over Hallevannets dypeste punkt (Halle 7) ved sommerstagnasjonen og ved vinterstagnasjonen de to vintrene 2007 og 2008. Stort sett er det godt med oksygen i alle dyp. På ettervinteren 2008 var det imidlertid forholdsvis stort oksygenavtak med dypet sammenliknet med vinteren før. Vi går ut fra at dette har sammenheng med en kaldere vinter og en lenger periode med isdekke.



Figur 128. Hallevatnet hovedstasjon over dypeste punkt (Halle 7). Oksygenforhold under stagnasjonsperiodene.

Ved de øvre delene av innsjøen, Vestmunnvannet (Halle 8) og Vassbotnvannet (Halle 11) ble det målt vertikale oksygenserier bare under sommerstagnasjonen, da de var utilgjengelige om vinter på grunn av usikker is. Disse delene av innsjøen er mye mer belastet med humus og har også høyere biomasse av planteplankton. Dette bidrar til et høyere forbruk av oksygen mot dypet i sommerhalvåret enn lenger syd i innsjøen. Det markante minimum på 4-5 m i Vestmunnvannet har trolig sammenheng med respirasjon fra en ansamling av planteplankton i sprangsjiktet, særlig av *Gonyostomum semen*, se kapittel 11.2.



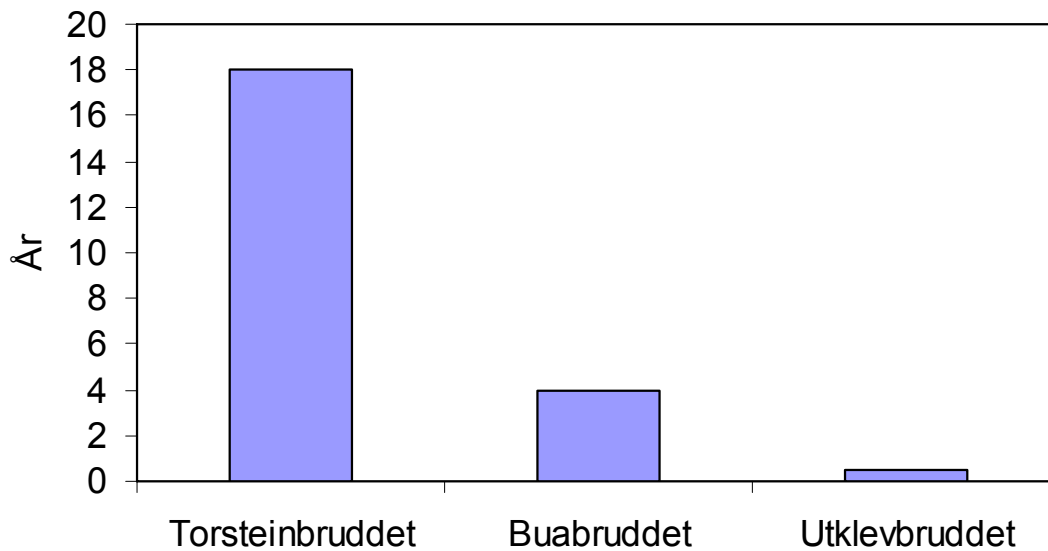
Figur 129. Hallevannet st 8 (Vestmunnvannet) og st 11 (Vassbotnvannet). Oksygenforhold under sommerstagnasjonen.

12. Undersøkelser av avrenningen fra nedlagte brudd

12.1 De ulike brudd

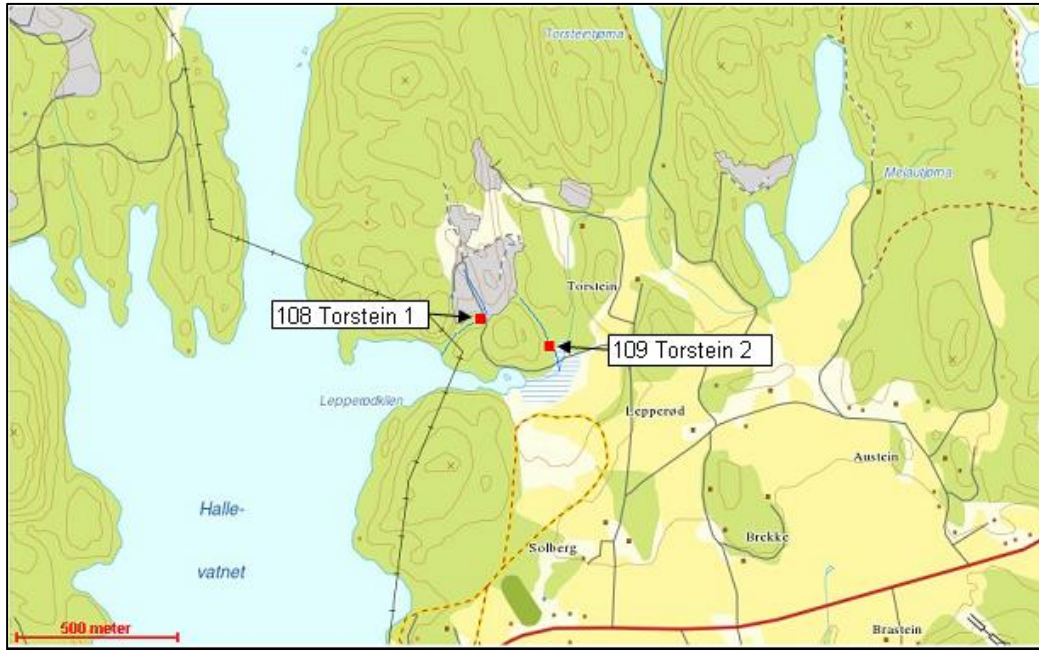
Dette studiet er avsluttet og nylig beskrevet i egen rapport, Berge et al 2008. Avrenningen ble målt fra 3 brudd som var store nok til å ha avrenning som overflatevann, og hvor avrenningen ikke blander seg med avrenning fra aktive brudd. Disse bruddene er (**Figur 130**):

1. Torstein bruddet øst for Hallevatn er avsluttet for 18 (i 1988) år siden
2. Buabruddet nord-vest for Buadammen er avsluttet for 4 (2002) år siden
3. Utklevbruddet til Lunds Labrador er midlertidig stilt i bero for 0.5 år (januar 2006) siden



Figur 130. År etter at aktiviteten i de ulike bruddene ble nedlagt (tid angitt med utgangspunkt i oktober 2006, da programmet ble skrevet).

Lokalisering av de nedlagte brudd og prøvetakingsstasjoner er vist i **Figur 131 - Figur 133**.



Figur 131. Prøvetakingsstasjoner ved det nedlagte Torsteinbruddet



Figur 132. Prøvetakingsstasjoner ved det nedlagte Buabruddet (Bruddet er ikke markert på noen kart, derfor flyfoto fra Statens kartverk: Norge i Bilder)



Figur 133. Prøvetakingsstasjoner ved Utklevbruddet som ble stilt i bero et halvt år før avrenningsundersøkelsen startet. Vanskelig å avgrense på kart, derfor flyfoto (Statens kartverk: Norge i Bilder)

12.2 Resultater og konklusjoner

Fra det nylig avsluttede (midlertidig) Utklevbruddet var avrenningen av alle stoffer betydelig større enn fra de andre bruddene, og betydelig større enn i referansebekkene. Dette gjaldt både turbiditet (partikulære stoffer), fargede stoffer, næringsaltene fosfor og nitrogen, og syrenøytraliserende stoffer. Konsentrasjonene var imidlertid mye mindre enn fra brudd med aktivitet. Som eksempel kan nevnes at den maksimale turbiditet i avrenningen fra Utklevbruddet var 12 FNU (middel 6 FNU), mens for brudd i aktiv drift er det observert turbiditeter i avrenningen på mer enn 4000 FNU ved flere anledninger. Fra Buabruddet var det fortsatt noe forhøyede avrenningsverdier, men konsentrasjonene hadde minket mye sammenliknet med Utklevavrenningen. Avrenningen fra Torsteinbruddet hadde nærmest de samme konsentrasjonene som i de upåvirkede referansebekkene, for noen parametre lavere verdier.

Avrenningen fra bruddene, selv det eldste, var mer basisk enn referansebekkene. Forutsatt at konsentrasjonen av partikler ikke blir for stor, vil således avrenningen kunne virke gunstig på vannkvalitetene i deler av området som er relativt surt. Den høye pH og ionestyrken i avrenningsvannet gjorde at vannet ikke inneholdt skadelige konsentrasjoner av giftig aluminium, til tross for høye verdier av total aluminium.

Med bakgrunn i denne studien kan det sies at konsentrasjonen av de aller fleste stoffer faller raskt etter at bruddene er avsluttet. Mht. til turbiditet er man under 10 FNU (generelt krav ut fra aktive brudd i utslippstillatelser) allerede etter ett år. Etter 5-6 år er det nærmest ikke forhøyede konsentrasjoner av noen stoffer i avrenningen fra bruddene sammenliknet med avrenning fra naturlige områder. Allerede etter ett år vil ikke avrenningen fra et avsluttet brudd utgjøre økologiske, eller visuelle problemer i resipientene.

Det skal bemerkes at referansebekkene som er benyttet er noe større, og mer definerte bekker, enn vannsogene ut fra de nedlagte bruddene. Slike små vannsig har lettere for å bli påvirket av naturlig terrestrisk "litter" (rusk og snusk), noe som kan gi en viss turbiditet, samt konsentrasjon av organisk materiale (farge, TOC) fra nedbrudt gress og blader, etc. Hvorvidt dette har gitt noen effekt i resultatene er vanskelig å si, men, hvis det har vært en slik effekt, betyr det at avrenningen fra bruddene har blitt "strengt" vurdert. Dvs. det bør være god sikkerhetsmargin for våre konklusjoner.

13. Undersøkelse av biotilgjengelighet av fosforet i steinbruddsavrenningen

13.1 Studiet har omfattet

Dette studiet er rapportert i egen rapport (Berge og Källqvist 2008), og kun hovedresultatene gjengis her. Studiet har omfattet å teste algetilgjengeligheten av fosfor i avrenningen fra steinbruddaktiviteten sammenliknet med 100% tilgjengelig ortofosfat, samt andre klassiske forurensningskilder. De undersøkte punktene er vist i **Tabell 6**.

Tabell 6. Prøvesteder der avrenningsvannet har vært testet for fosforinnholdets algetilgjengelighet. Prøver fra 30. april 2007 og 20. august 2007.

Prøvetakssted	Lokalitetsbeskrivelse	Område
Klåstad Sør	Utslipp mot Klåstadbekken (sør)	Tjølling
Klåstad Nord	Utslipp mot Haslebekken (nord)	Tjølling
Klåstadbekken	Nedstrøms samløpet mellom utslippsbekken og Klåstadbekken	Tjølling
Haslebekken	Nederst ved utløpet i Istreelva	Tjølling
Eikedalsbekken	Nederst ved utløpet i Hallevannet	Hallevannet
Saga Pearl Øst	Nederst ved utløpet i Hallevannet	Hallevannet
Innløp Bålsrudtjern	Der bekken krysser Tveidalsvegen	Tveidalen
Utløp Bjørndalen	Bekken ned mot Tveidalen	Tveidalen
Utløp Hauane	Der bekken krysser Tveidalsvegen	Tveidalen
Tveidalsbekken nederst	Nedstrøms alle utløp fra Steinbrudd	Tveidalen

13.2 Resultater og konklusjoner

Algetestene viste at fosforet i avrenningen fra steinbruddsvirksomheten var lite tilgjengelig for algevekst. Av 20 prøver var maksimal tilgjengelighet 20 %. For mange av prøvene var tilgjengeligheten mindre enn 1 %. Midlere tilgjengelighet i aprilprøvene var 0,8 %, mens i august prøvene var det 8,8 %. Tilgjengeligheten av fosforet er omtrent som i breavrenning, eller mindre. Det er derfor ikke sannsynlig at steinbruddsavrenningen kan forårsake problematisk algevekst. Tilgjengeligheten var langt lavere enn i erosjonsholdig avrenning fra jorder, der midlere tilgjengelighet bestemt med samme metodikk var 37 %. Det kunne se ut som om avrenningen fra Tveidalen og Malerød var mer tilgjengelig enn avrenningen fra Klåstad. Likeledes var tilgjengeligheten i aprilprøvene mye lavere enn i august prøvene, noe vi ikke har noen god forklaring på. Det er aprilprøvene som er lave i forhold til tidligere erfaring, med f.eks. breavrenning, mens august-prøvene lå mer i det størrelsesnivået vi hadde forventet.

Selv om tilgjengeligheten av fosforet var lav, var det ingen tvil om at fosforet på partiklene kunne underholde en viss algevekst, men at 10 dagers vekstutbytte var lavt sammenliknet med fosfor fra andre klassiske forurensninger.

Det var imidlertid påfallende at i de innsjøer som var påvirket av steinbruddsavrenning, var det mest alger i de som var mest påvirket, og minst alger i de som var minst påvirket. Dette indikerer også at

steinbruddsavrenningen kan bidra til en viss algevekst. De mest påvirkede innsjøene var imidlertid også påvirket av annen næringssalttilførsel (jordbruk og sanitærløp), slik at denne sammenhengen er vanskelig å utnytte som forklaring direkte.

14. Tiltak

14.1 Bakgrunn

Tiltak er egentlig ikke en del av Samlet Plan for Utslipp fra Steinindustrien, Fase 1, men da det vært jobbet en del med dette parallelt, gis det en kort beskrivelse. Fase 1 skulle gi informasjon om påvirkningen i de ulike resipienter, gi innsikt i behovet for tiltak, samt hvilken type tiltak som kan være aktuelle i ulike situasjoner. NIVA vært trukket inn i diskusjoner og planlegging av ulike tiltak, men det er først og fremst de enkelte bedriftene som ha jobbet med dette separat.

Her beskrives bare de delene av dette arbeidet som NIVA er involvert i, for å dokumentere at det også har vært aktivitet på dette feltet. I første omgang ønsker man å prøve rensmetoder som ikke krever bruk av fellingskjemikalier, da man er redd for å innføre en ny forurensning. Det er to metoder som peker seg ut

- Sedimentasjon i brudd-forsenkinger (store bassenger)
- Infiltrasjon i terreng
- Kombinasjoner av ovennevnte

14.2 Sedimentasjon

Dette benyttes allerede i dag ved flere av bruddene både i stor og liten skala. Disse bassengene må ha svært lang oppholdstid for å ta ut alle partiklene, da de fineste partiklene holdes svært lenge i suspensjon i ferskvann. Dette illustreres bl.a. ved det enkle flaskeforsøket vi gjorde i starten av prosjektet, skissert i **Figur 134**.



Figur 134. Sagvann som har stått en måned. Det grove sedimentet (mørke laget i bunn) ble avsatt i løpet av noen timer. Tykkelsen på lyse sedimentet har øket gjennom hele perioden, mens vannet over er fortsatt svært turbid. Etter fire og en halv måned var vannfasen i flasken helt klar.

14.3 Terrenginfiltrasjon

Ved Monzonite AS sitt brudd i Tveidalen renner avrenning til terreng hvor det ikke er noe bekkedrag før langt nedenfor. Vannet forsvinner utover i terrenget og blir borte - det infiltreres av terrenget. Det har ikke vært mulig å registrere noe tilgrumsing i nedenforliggende vassdrag. Dette viser at terrenginfiltrasjon er effektivt hvis infiltrasjonskapasiteten ikke overskrides.

14.4 Kombinasjon infiltrasjon og sedimentasjon

Bruddene i Malerød påvirket Malerødbekken, søndre Paulertjern, og Eikedalsbekken (se **Figur 14**) fram til at man gjorde tiltak i 2006. Tiltakene bestod i at man etablerte skrotsteinfylling i lia langs øvre Malerødtjern. Nedenfor fyllingen er det en myr langsetter vannet. Vannet infiltreres først gjennom fyllingen, deretter gjennom myra, før det ettersedimenteres i øvre Malerødtjern. Dette er en gjengrodd myrpytt inne i det regulerte industriområdet. Selv i kraftige regnværsperioder (se **Figur 135**) virker det effektivt.



Figur 135. Kombinasjon av infiltrasjon i egne masser, i myr, samt sedimentasjon i et lite myrtjern (øvre Malerødtjern), har effektivt stoppet tilgrumsingen av Malerød/Eikedalsvassdraget. Selv i kraftige regnværsperioder, som her, virker det forbausende bra.

14.5 Forsøk med Sildenafil-katalysert sedimentasjon

NIVA oppdaget ved en tilfeldighet at hvis man plasserte tett-i-tett med sildenafil i vann tilgrumset av leirkolloider, klarnet vannet opp ganske raskt (Berge 2007). Da det var en helt annen målsetting med det prosjektet, ble ikke oppdagelsen forfulgt. Stein støv har mange likhetstrekk med leirkolloider. Det bør derfor prøves om tett ”bestand av sildenafil” vil påskynde sedimentasjonen av partiklene som er tilstede i avrenningen fra larvikittbruddene. Hvis det virker er det i alle fall en enkel, billig og ikke forurensende metode.

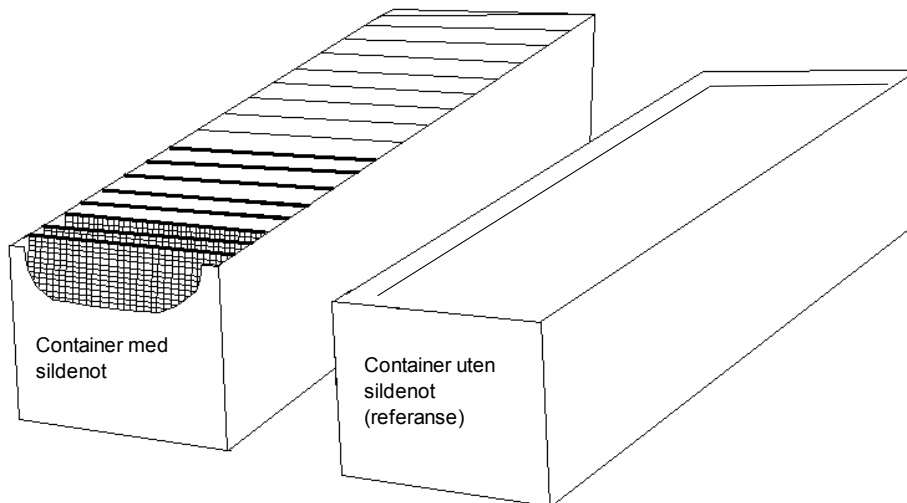
Før man går i gang i stor stil bør dette prøves i mindre skala, der man kan drive kontrollerte forsøk, for bl.a. finne ut hvilke oppholdstider man må ha, hvilke kapasiteter man kan oppnå, osv. Det er jo ikke sikkert at steinstøvet oppfører seg helt som leirslammet.

Forsøkene kan gjøres i 2 lastebil containere, hvorav den ene er referanse. Nøyaktig mål er ikke så nøye, men en størrelse på anslagsvis 2x2x8m burde passe, se **Figur 136**. Dette tilsvarer 32 m³. De bør være åpne på toppen.

Først fyller man opp containerne med det samme slamholdige vannet slik at konsentrasjonen blir lik i begge. Her kan man fort gjøre feil. Man bør derfor fylle skiftesvis litt i den ene og litt i den andre osv. Dvs stå med slangen å fylle ett minutt i den ene og ett minutt i den andre osv. Selv om konsentrasjonen i sumpen man pumper fra kan endres under fyllingen, vil man da ha fordelt dette jevnt i begge containerne.

Man måler nå turbiditeten i overflatevannet. Deretter setter man ut tett-i-tett med sildenot i den ene containeren. Fem garn på meteren vil være passe tetthet. Den andre containeren er referanse. Man tar nå turbiditetsprøver av overflatevannet hver dag i 2-4 uker. En kan vel si at hvis ikke vannet har klarnet betydelig på denne tiden har ikke metoden så mye for seg. I alle fall ikke alene.

Hvis sildenota fører til at overflatevannet er klart etter 2 uker, bør man begynne forsøk med kontinuerlig dosering av slamvann. Man pumper da bruddvannet inn i bunnen i den ene enden, mens det går i overløp ut i den andre. Man kan da velge oppholdstider som er realistiske i forhold til de volum og vannføring i de bruddforsenkningene/nedbørfelt man ønsker å benytte.



Figur 136. Kontainere a størrelse ca 2x2x8m. De bør være åpne på toppen. I containeren til venstre er det monterer tett-i-tett med sildenot som rekker halvveis ned i containeren.



Figur 137. Sildenota klippes i 2x1 m og det tres innpå et armeringsjern som er litt lenger enn bredden på containerne. I bunn av garnet er det tredd på en vanlig bunntendel.

Hvis sildenota ikke virker alene, kan en tenke seg at man kan sette til litt salt. Dette sprayeres på overflaten av containerne. Forhåpentlig vis er det lite som skal til. Dette må man regne på. Man kan ikke sette til så mye at det blir noen fare for negative effekter i resipientene. Forhåpentligvis vil saltmengden som trengs føre til mindre belastning enn det saltingen av veier medfører.

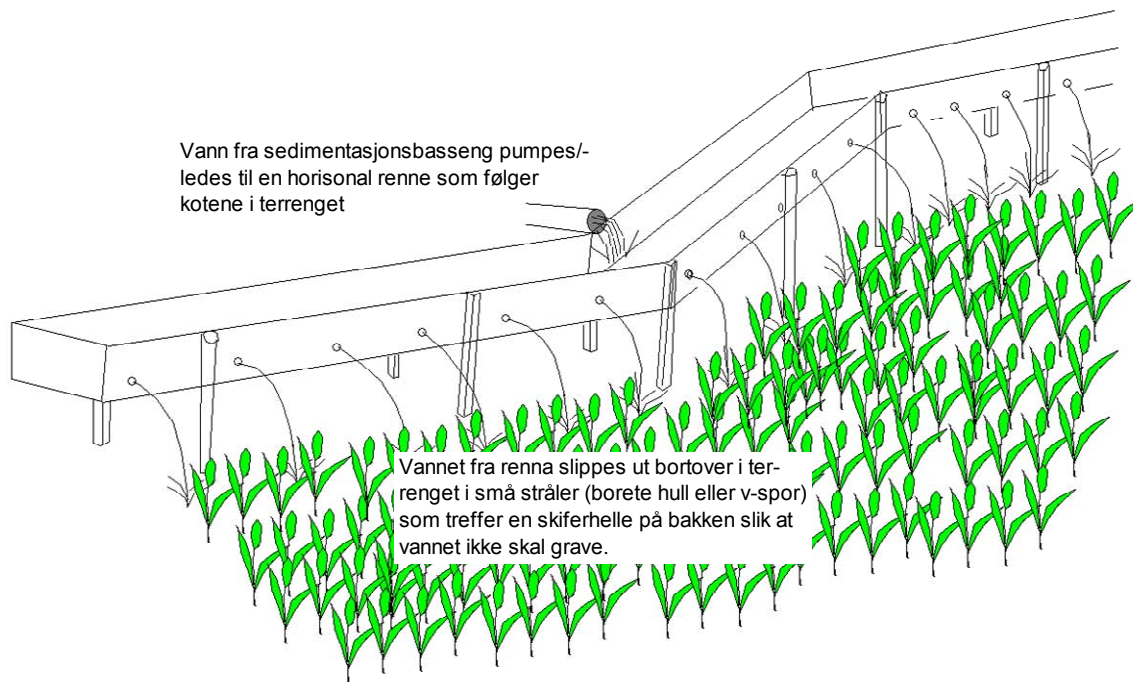
Hvis sildenota ikke virker hverken med eller uten salt, vil man kunne vurdere å prøve med fellingskjemikalier. Container-systemet kan benyttes til disse forsøkene også.

14.6 Optimaliseringeksperiment for terrenginfiltrasjon

Praktisk erfaring fra Monzonite AS og Malerød viser at terrenginfiltrasjon bør kunne benyttes både direkte og i kombinasjon med sedimentasjon. Men det må en del utprøving til for at man kan benytte metoden på generell basis, samt for å optimalisere, dimensjonere den. Man bør under alle omstendigheter ha muligheten til et fordrøyningsbasseng for å kunne bufre store nedbørmengder noe. Et slikt bufringsbasseng vil også kunne benyttes som sedimentasjonsanlegg.

I **Figur 138** er det laget en enkel prinsippskisse for et terrenginfiltrasjonsanlegg. Vann fra sedimentasjonsdammen ledes til en renne som er stauet ned i terrenget slik at renna er horisontal og følger terrengets koter, gjerne så langt oppe i lia som mulig, dvs så snart det er noe løsavsetning. Man kan tenke seg V-spor i nedsida på renne kan slippe ut vannet, eller man kan tenke seg borede hull. Dette må man regne litt på i forhold til infiltrasjonsområdet "slukeevne". Fordelen med V-spor er at slukeevnen øker raskt når vannet stiger i renna. Det enkleste ville være å lage en slik renne i et plastrenne-system, i alle fall om dette skal utnyttes i stor stil. Glassfiber (polyester) er lett å få tett i skjøter og svinger, og kan arbeides med ute i felt med enkle midler.

Til utprøvningsprosjektet kan man kanskje tenke seg trenommer kledd innvendig med armert PVC. Her kan skjøter og svinger tettes med å lime på lapper av samme stoff med kontaktlim. Om vinteren må man kunne legge isolasjonsmatter over rennene og utstyre dem med "Elvestadledning" (elektrisk varmekabel) for å unngå frysing i de kaldeste periodene.



Figur 138. Prinsippskisse for et terrenginfiltrasjonsanlegg. Denne renna må være vannrett og bygges langs kotene i terrenget

14.7 Kjemisk felling

I utgangspunktet vil man prøve å unngå å bruke fellingskjemikalier da man er redd dette kan føre til nye forurensningsproblemer med fluks av restkjemikalier nedover vassdraget. Dessuten er det i flomperioder at den største utvaskingen av partikler skjer, og da blir det store vannmengde å håndtere.

I enkelte av bruddene kan man imidlertid tenke seg at felling er den beste vei å gå for å løse avrenningsproblemet. NIVA har drevet en hel del med rensing av vann fra tunneldrift, som er nært beslektet mht partikkelsproduksjon, og kommet fram til systemer der man benytter kitosan (rekeskallprodukt) som fellingsmiddel. Det kreves svært små mengder for å få effektiv felling, dessuten er det et naturprodukt som ikke vil føre til problemer i tilfelle fluks av restkjemikalier nedover vassdraget.

14.8 Andre forsøk

Det har vært drevet flere andre forsøk med tiltak i perioden, bl.a. filtrering gjennom rester fra Steinullproduksjon, se **Figur 139**. Filteret tettet seg imidlertid forholdsvis raskt, og kapasiteten ble for liten til at det var en metode å gå videre med.

I tillegg har det vært gjort flere andre forsøk som ikke refereres her.



Figur 139. Forsøk med filtrering gjennom steinullrester (avfall fra steinull produksjonen)

15. Database og datarapport

Totalt sett er det ca 130 prøvetakingsstasjoner og ca 15-20 fysisk /kjemiske parametre som inngår i studien. Dette generer en hel masse data. Det er laget en Access-basert database som samler alle disse dataene. Det er også laget en Aquamonitor database på internett der man kan finne data ved å klikke på stasjoner på GIS-karter.

I tillegg kommer data fra en lang rekke biologiske parametre, bunndyr (ferkvanns og marine), begroingsalger, høyere vegetasjon, planktonalger og fisk. De biologiske primærdataene vil ikke bli lagt inn i denne databasen, da de krever spesialdatabaser. Disse rapporteres i Excel filer. Alle data blir utgitt i en egen datarapport, Berge og medarb. 2009.

16. Referanser

- Alabaster, J. S., and R. Lloyd 1980: Water Quality Criteria for Freshwater Fish. FAO 1980, Butterworth's, UK., Australia, Canada, New Zealand, South Africa, USA. ISBN 0 408 10673 5., 297 pp.
- Berge, D Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (larvikittprodusentene) i Larvik: Resipientundersøkelser 2006-2008 Data rapport, NIVA-rapport Lnr-..... 150 sider
- Berge, D. , Tjomslund, T., Arnesen, R. , Iversen, E: Miljøkonsekvensvurdering i forbindelse med utvidelse av Malerød Steinindustri: Gjenfylling av Nordre Malerødtjern med skrotstein., Rapport OR-3614, Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 16 s.
- Berge, D. 2008: Avrenning fra avsluttede larvikittbrudd., NIVA rapport Lnr 5620-2008: 28 sider
- Berge, D. og T. Källqvist, 2008: Biotilgjengelighet av fosfor i avrenning fra larvikitt bruddene i Larvik kommune., NIVA-rapport Lnr 5621-2008: 13 sider.
- Bønsnes, T.E. og J. Bogen 2009. Sedimenttransport i vassdrag påvirket av steinbruddsvirksomhet i Larvik kommune (kommentarutgave)., NVE Rapport nr....., 95 sider
- Holtan, H., 1994: Undersøkelse av forurensningstilførsler fra steinindustrien i Larvikområdet. Rapport OR-3164, Norsk institutt for vannforskning (NIVA) 26 s.
- Larvik kommune 2004: Forslag til miljømål for vassdrag og sjøresipienter. Rapport fra Larvik kommune 12.02.2004, Arkivfil navn: T:\8010\704504_Larvik\11_Rapport\704504_r01.doc
- Reisz, S.-K. 2005. Fiskebiologiske undersøkelser i Larvik kommune. Rapport Larvik
- Rosseland, B.O., I.A. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Stuanes, and R. Vogt, 1992: The mixing zone between limed and acidic river waters, complex aluminum chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environmental Pollution 78:3-8.
- Aasestad , I. 2008. Virikbekken. Undersøkelse av ørretbestanden. Naturplan Rapport 2008

17. Vedlegg 1. Bilder fra bekkestrekningene der det ble foretatt fiskeundersøkelser

For å se stasjonenes plassering på kart, se **Figur 43** og **Figur 44** i fiskekapittelet.



Figur 140. Eikedalsbekken ved prøvetakingen i 2007



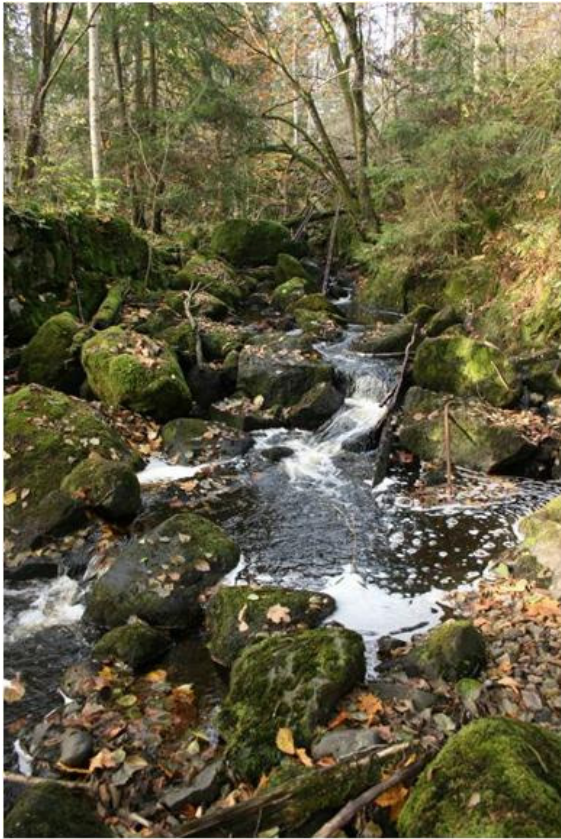
Figur 141. Eikedalsbekken ved prøvetakingen i 2008 etter hogst



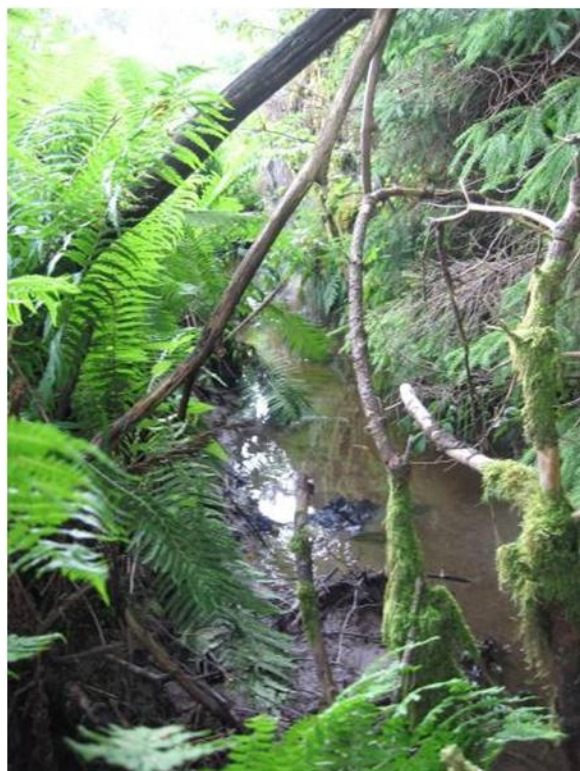
Figur 142. Malerødbekken E18 (rett oppstrøms Søndre Paulertjern)



Figur 143. Mørjerødbekken nedenfor Mørjetjern (også kalt Mørjetjernbekken), St 1.



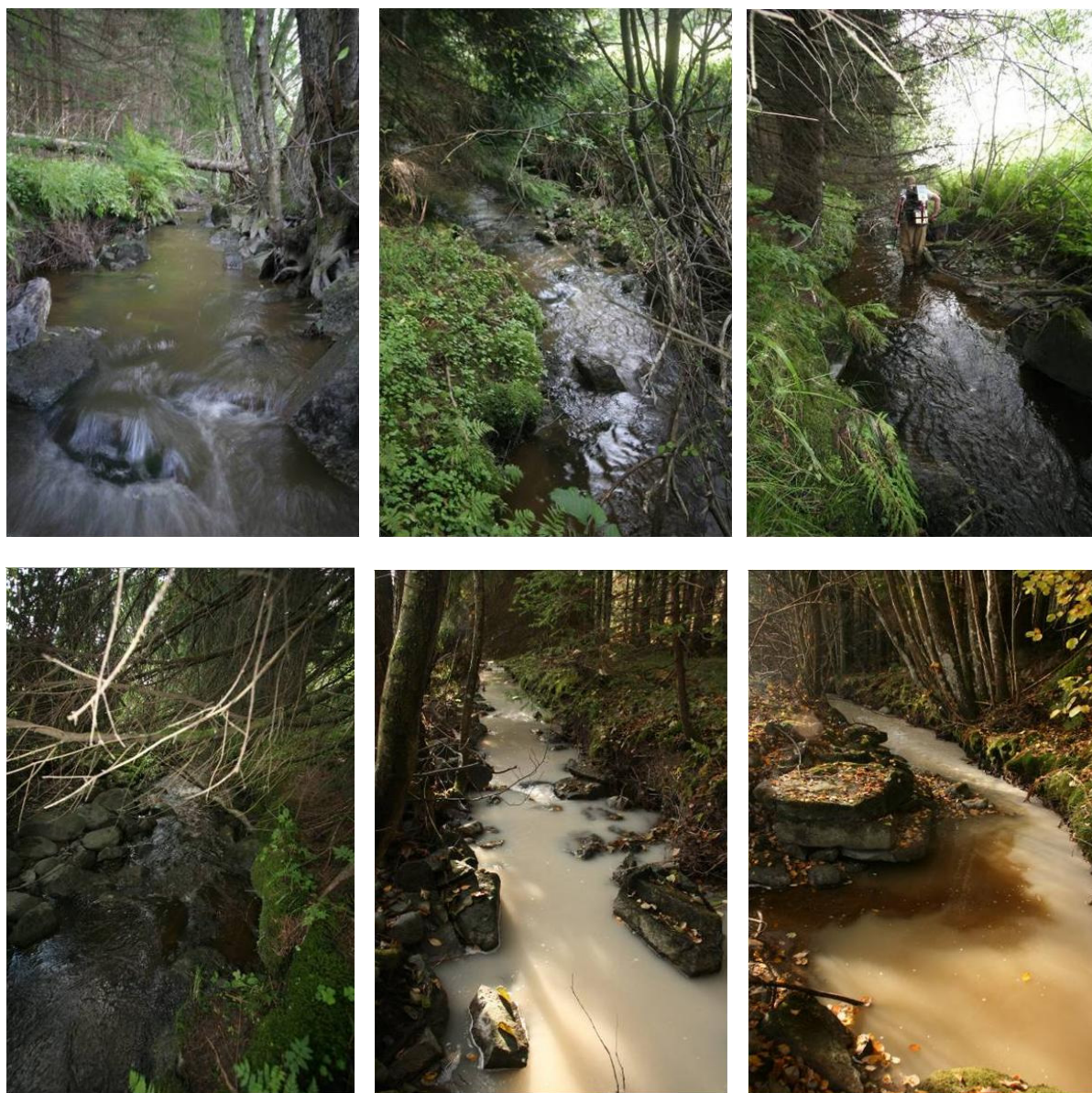
Figur 144. Mørjerødbekken ovenfor Mørjetjern



Figur 145. Mørjebekken



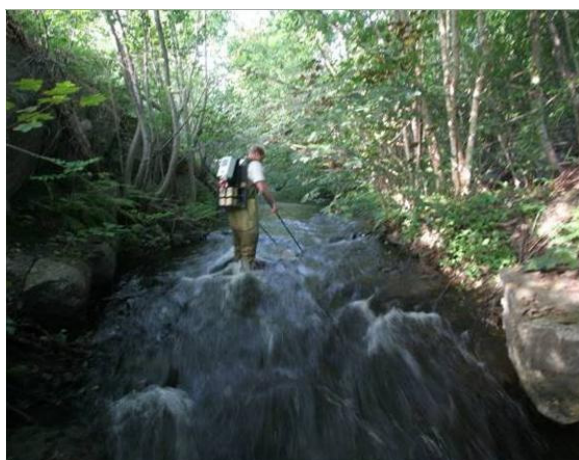
Figur 146. Askedalsbekken (innløpsbekk til Bålsrudtjern). Høyre bilde nederst er fra upåvirket sidebekk like ovenfor der Askedalsbekken krysser fylkesveien



Figur 147. Tveidalsbekken (innløpsbekken til Torpevannet), Stasjon 1 (nedre stasjon). Nærmest ingen slamføring under prøvetakingen i 2007, mens det var kraftig slamføring ved prøvetakingen i 2008



Figur 148. Tveidalsbekken øvre stasjon (St.2). Liten slampåvirkning ved prøvetakingen i 2007, kraftig slampåvirkning i 2008



Figur 149. Barkvikbekken (utløpsbekken til Torpevannet). Høyre bilde nederst er fra utløp til fjord. Høyre bilde i midten er fra utløpet gjennom dammen i Torpevannet



Figur 150. Holkekilbekken



Figur 151. Vittersebekken øverst (også kalt Istreelva øverst). Øvre 2 bilder fra St.1, mens de øvrige fire bildene er fra elvens øverste del.



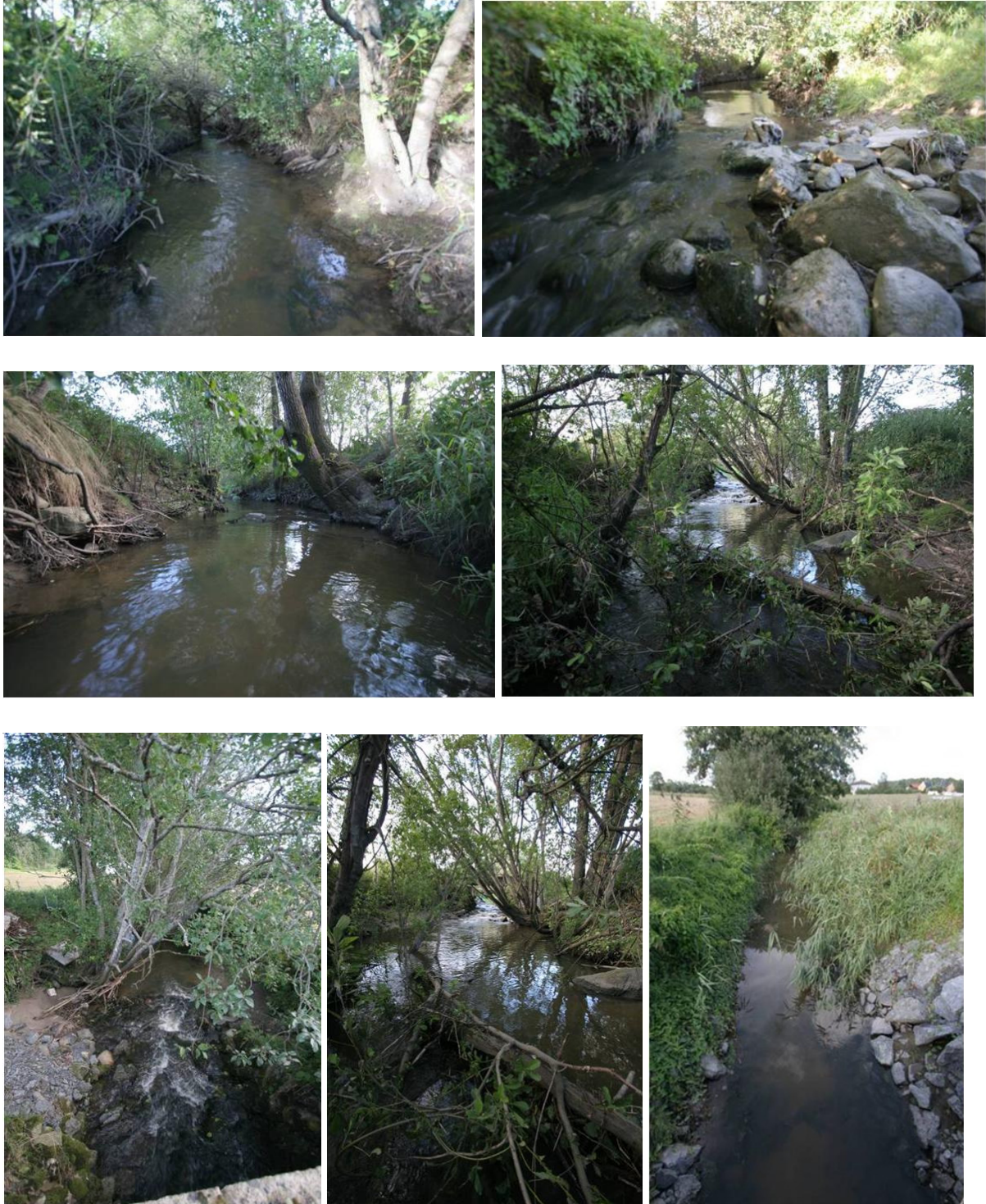
Figur 152. Håkestadbekken med liten sidebekk. Høyre bilde nede viser sidebekkens innløp til Håkestadbekken. Bildene er tatt i prøvetakingsområdet.



Figur 153. Istreelva ved Vitterse, ved St.1.



Figur 154. Istreelva ved Hybbestad, ved St 1 og 2 (2 nederste bildene)



Figur 155. Marumsbekken (også kalt Virikbekken), ved St 1.

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