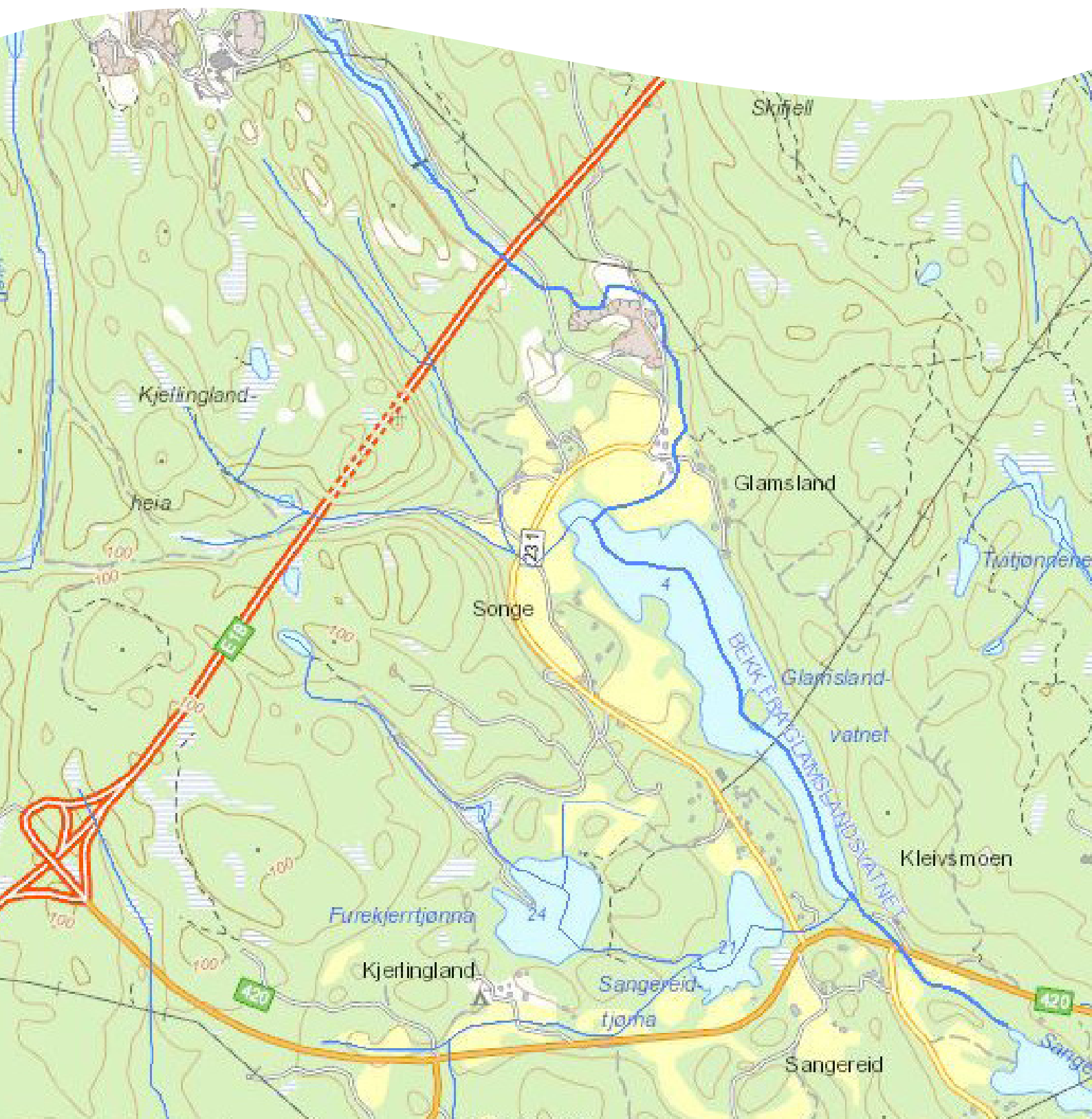


Økologisk tilstand i Glamslandsvassdraget, Lillesand



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

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

NIVA Region Innlandet

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

NIVA Region Vest

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

Tittel Økologisk tilstand i Glamslandsvassdraget, Lillesand	Løpenr. (for bestilling) 6990-2016	Dato 14.3.2016
	Prosjektnr. Undernr. 15345	Sider 22
Forfatter(e) Atle Hindar, Tor Erik Eriksen og Jarle Håvardstun	Fagområde Økologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) ReSiTec	Oppdragsreferanse Kontrakt av 16.9.2015
-----------------------------	--------------------------------------------

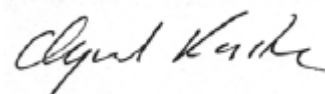
Sammendrag

Den økologiske tilstanden i Glamslandsvassdraget, Lillesand kommune er undersøkt i forbindelse med etablering av bedriften ReSiTec. Bedriften gjenvinner og renses metaller og mineraler, og har krav i sin utslippstillatelse om undersøkelser og overvåking i vassdraget. Basert på data fra omkringliggende vann og vassdrag er Glamslandsvassdraget et svært kalkfattig og klart lavlandsvassdrag. Vannkjemien i vassdraget er imidlertid sterkt preget av kalking av et avgangsdeponi og tilførsler fra industriområdet øverst i vassdraget, utsprenget sulfidberggrunn under E18-utbyggingen og i et næringsareal i sørvest. Til tross for at flussyre (HF) ikke brukes av ReSiTec, er det fortsatt betydelige konsentrasjoner av fluorid i vassdraget pga avrenning fra industriområdets avgangsdeponi. pH holdes nær 7,0 ved kalking, men konsentrasjonen av aluminium er høyere enn det en ville forvente pga dannelsen av aluminiumfluorider. Det var et fåtallig bunndyrsamfunn i Glamslandsbekken (innløpet til Glamslandsvatnet), slik som også observert tidligere. Den økologiske tilstanden var dermed dårlig. Årsaken kan være AlF⁻-ioner og høy F⁻-konsentrasjon over mange år. Bunndyrsprøvene i utløpet av Glamslandsvatnet ble tatt nedstrøms samløpet med bekk fra Sangereidtjønnna. Denne bekken hadde lav pH og svært høye konsentrasjoner av løst aluminium pga utsprenning i næringsareal i sørvest, og bunndyrsresultatene i utløp Glamslandsvatnet bærer preg av dette. Det ble verken funnet vårfluer eller steinfluer, og den økologiske tilstanden med hensyn på forsurening var svært dårlig.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdrag	1. River system
2. Innsjø	2. Lake
3. Økologisk tilstand	3. Ecological status
4. Industri	4. Industry



Atle Hindar
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder

Økologisk tilstand i Glamslandsvassdraget, Lillesand

Forord

Bakgrunnen for prosjektet er krav i utslippstillatelsen til bedriften ReSiTec om undersøkelser av økologisk tilstand i Glamslandsvassdraget. I utslippstillatelsen fra Fylkesmannen i Aust-Agder av 30.4.2015 står det videre at undersøkelsen skal danne grunnlag for et overvåkingsprogram i vassdraget.

Bedriften tok kontakt med NIVA i slutten av juni 2015, og basert på bedriftens kontakt med fylkesmannen ble revidert undersøkelsesprogram akseptert 10. september samme år.

Jarle Håvardstun har hatt ansvaret for prøvetakingen av vannkjemi, fysiske parametre og bunndyr. Monica Moen ved ReSiTec har bistått ved prøvetakingen. Liv Bente Skancke har kvalitetssikret og ordnet vannkemiske data. Tor Erik Eriksen har bearbeidet og vurdert data for bunndyr, mens Atle Hindar har vært prosjektleder og vurdert de vannkemiske dataene.

Monica Moen har vært vår kontaktperson ved bedriften.

Alle takkes for samarbeidet med denne rapporten.

Grimstad, 14. mars 2016

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Vassdraget og måleprogram	8
3. Resultater	11
3.1 Nedbør og hydrologi	11
3.2 Sjøktyningsforhold	13
3.3 Fysisk-kjemiske forhold	14
3.4 Bunndyr	16
4. Konklusjoner	18
5. Referanser	18
Vedlegg A. Bunndyrdata	20

Sammendrag

Den økologiske tilstanden i Glamslandsvassdraget, Lillesand kommune er undersøkt i forbindelse med etablering av bedriften ReSiTec. Bedriften gjenvinner og rensar metaller og mineraler, og har krav i sin utslippstillatelse om undersøkelser og overvåking i vassdraget.

Fysisk-kjemiske og biologiske undersøkelser ble gjennomført høsten 2015. De vannkjemiske bestod av undersøkelser i Glamslandsvatn og innsjøens innløp og utløp, mens bunndyrundersøkelser ble gjennomført i innløpet og utløpet.

Basert på data fra omkringliggende vann og vassdrag er Glamslandsvassdraget et svært kalkfattig og klart lavlandsvassdrag. Vannkjemien er imidlertid sterkt preget av kalking og tilførsler fra industriområdet øverst i vassdraget og utsprenning i sulfidberggrunn for E18 (i perioden 2006-2009) og for et industriareal i sør-vest.

Dagens bruk av svovelsyre ved ReSiTec er markert lavere enn hva det har vært tidligere. Høye sulfatkonsentrasjoner skyldes derfor trolig i hovedsak oksidasjon av sulfider etter utsprenning av sulfidholdig berggrunn. Kalking av et avgangsdeponi i industriområdet gjennomføres for å holde pH omkring 7,0 i innløpet til Glamslandsvatn og bidrar til forholdsvis høye kalsiumkonsentrasjoner.

ReSiTec bruker ikke flussyre (HF) i sin produksjon, slik som tidligere mineraldrivere i området, men konsentrasjonen av fluorid i vassdraget er forholdsvis høy. Kilden til fluorid er trolig avgangsdeponiet på industriområdet. Det har allerede vært en betydelig reduksjon av fluoridkonsentrasjonen (ned til en tittel), men det vil sannsynligvis ta flere år før konsentrasjonene er tilbake på et naturlig lavt nivå.

Kalkingen av avgangsdeponiet ved ReSiTec til pH 6,5-8 bidrar til å felle ut og holde aluminium fra denne kilden tilbake. Data fra Skumdalsbekken (fylling for E18 i øvre del) og bekken fra Sangereidtjøna (utsprenget næringsareal i sør-vest) viser imidlertid at utsprenget, sulfidholdig berggrunn er en viktig kilde for aluminium i vassdraget.

Vannkjemien i innløpet til Glamslandsvatn er preget av reduserte utslipp fra industriområdet og den konsesjonspålagte kalkingen. Det ble likevel funnet en dårlig økologisk tilstand med hensyn til bunndyr, slik som i årene 2006, 2008 og 2009. Fortsatt forholdsvis høy konsentrasjon av fluorid, spesielt i innløpet til Glamslandsvatn, gir forhøyede konsentrasjoner av løst, uorganisk aluminium (labilt Al, LAl) i form av AlF-ioner. Det kan være at den dårlige økologiske tilstanden skyldes denne delen av vannkjemien.

Den økologiske tilstanden basert på bunndyr i utløpsbekken til Glamslandsvatnet var svært dårlig. Av hensyn til egnede substratforhold ble bunndyrprøvene her tatt etter samløpet med bekk fra Sangereidtjøna. I denne bekken var det fiskedød i september 2015 pga utsprenning i sulfidfjell i et næringsområde vest for Glamslandsvatn. Lav pH og svært høye konsentrasjoner av løst, uorganisk aluminium herfra er temmelig sikkert årsaken til at det ikke ble påvist verken forsuringfølsomme eller tolerante arter av døgnfluer eller steinfluer.

Summary

Title: Ecological status of the river system Glamslandsvassdraget

Year: 2016

Author: Atle Hindar, Tor Erik Eriksen and Jarle Håvardstun

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6725-9

The company ReSiTec is refining metals and minerals in their plant in the uppermost part of the river system Glamslandsvassdraget. According to the discharge permit of April 2015, examination of the ecological status of Glamslandsvassdraget, Lillesand municipality has been conducted.

Based on data from other lakes and streams in the area the Ca-concentration in this lowland situated river system is very low (<1 mg/L), and the concentration of dissolved organic carbon (measured as TOC) is low (2-5 mg/L). As observed over a period of several decades, the water chemistry differs to a great extent from the reference situation, due to high concentrations of Ca, SO₄, F and dissolved Al.

The use of hydrofluoric acid (HF) is not part of the current production process, and use of sulphuric acid is markedly reduced after ReSiTec took over the production facilities in the industrial area. Fluoride is leaching from a landfill in this area, however, and in spite of a decrease to one tenth of the former stream and lake concentrations, the concentrations are still relatively high. Liming of the landfill increases the Ca-concentrations, results in elevated pH in the lake inlet and increases the retention of aluminium from the landfill.

Blasting of sulphide-containing bedrock during construction of E18 in the period 2006-2009 (Hindar and Nordstrom 2015) and for establishment of a development area are major sources of sulphate and dissolved aluminium in this watercourse.

Although measured pH was 6.5-7, the ecological status of the inlet stream to the lake Glamslandsvatnet based on invertebrates was poor. This could be a result of AlF⁻-ions and/or the high concentration of F (about 1 mg/L).

The sampling site for invertebrates at the outlet of the lake has been affected by runoff from exposed sulphuric bedrock in the south-western part of the catchment. Water with low pH and very high concentrations of dissolved, inorganic Al from this stream, has probably wiped out both sensitive and tolerant species of mayflies (Ephemeroptera) and stoneflies (Plecoptera). The ecological status of this part of the outlet stream with regard to acidification was therefore very poor.

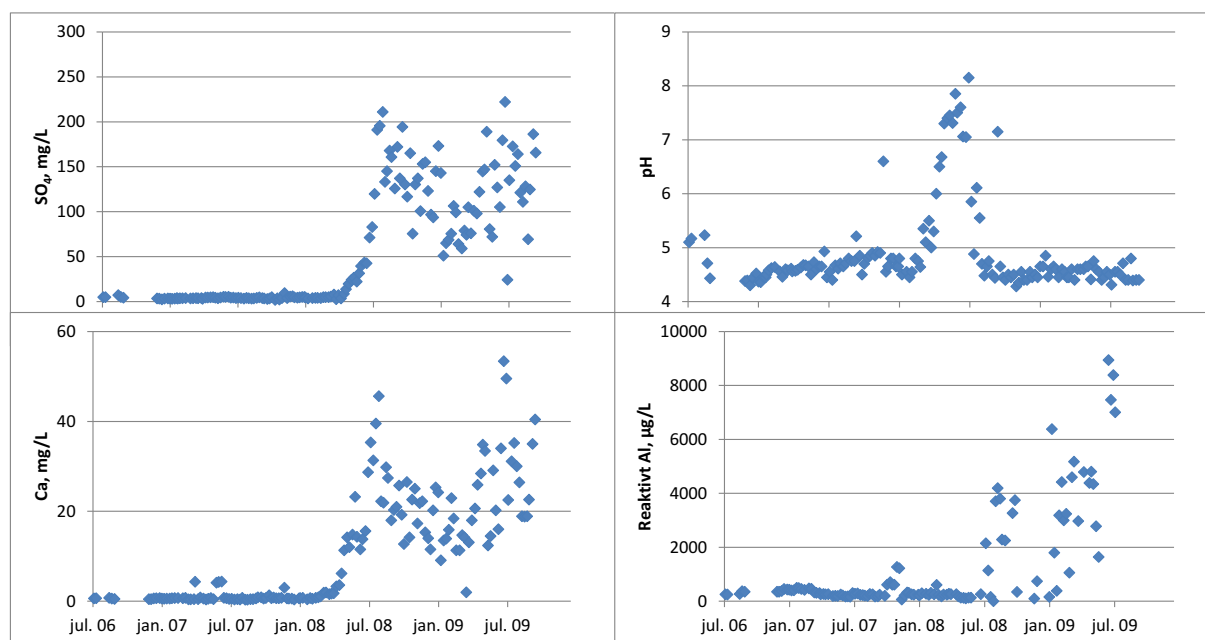
1. Bakgrunn

Bakgrunnen for prosjektet er utslippstillatelse gitt av Fylkesmannen i Aust-Agder i forbindelse med gjenvinning og rensing av metaller og mineraler ved ReSiTec sitt anlegg på Glamsland, Lillesand. I tillatelsen er det stilt krav om undersøkelser av økologisk tilstand i vassdraget nedstrøms bedriften (nedstrøms klaringsdammen i Nedre Lonedal) som grunnlag for å utarbeide et overvåkingsprogram.

NIVA har ved flere anledninger undersøkt dette vassdraget; i perioden 1968-1975, i 2000 og i forbindelse med etableringen av ny E18 i perioden 2006-2009. Temaene har vært effekter av utslipp fra produksjonen av kvarts- og feltspatkonsentrater (North Cape Minerals, Sibelco Nordic), spesielt utslippet av fluor (F) pga bruk av flussyre (Kroglund m.fl. 2000), og deretter effekter av ny E18 Grimstad-Kristiansand.

ReSiTec har overtatt produksjonsområdet i øvre del av vassdraget, fortsetter uttaket av kvarts, men skal ikke gjenoppta uttak av feltspat. Før ReSiTec overtok ble flussyre (HF) brukt i produksjonen. Det er årsaken til de uvanlig høye konsentrasjonene av fluorid (F⁻) som tidligere er målt i vassdraget. Flussyre brukes ikke lenger, men det ble antatt at rester av flussyre i avgangsdeponiet fortsatt kunne gi forhøyede F-konsentrasjoner. ReSiTec bruker svovelsyre (H₂SO₄) for å optimalisere flotasjonsprosessen og tilsetter kalk iht konsesjonen for å nøytralisere vannet fra avgangsdeponiet. Sulfat kan også komme fra utsprengte, sulfidholdige mineraler innenfor produksjonsområdet.

Glamslandsvassdraget er også preget av utbyggingen av E18 i perioden 2006-2009 og utvikling av næringsarealer i tilknytning til E18 ved av- og påkjøringsrampen ved Brønningsmyr i vest. Både E18 i området og næringsarealet er sprengt ut i sulfidberggrunn (SVV 2002). De vannkjemiske og biologiske effektene av eksponert sulfidfjell i dette området er godt kjent (Hindar og Nordstrom 2015).



Figur 1. Data fra Skumdalsbekken fra utbyggingsperioden for E18. Sulfatkonsentrasjonene økte sterkt fra om lag 1. mai 2008, og til tross for kalking (økt Ca-konsentrasjon og økt pH i en kort periode), økte Al-konsentrasjonen opp mot 10.000 µg/L. (Data fra miljøovervåkingsprogrammet for E18).

Data fra Skumdalsbekken (Figur 1), som renner inn i Glamslandsvatnet fra nordvest (Figur 2), viser at fyllingen under E18 består av sulfidholdig sprengstein. Økt avrenning av sulfat startet omkring 1. mai 2008, og aluminiumskonsentrasjonen økte etter hvert til svært høye konsentrasjoner. Skumdalsbekken, og

trolig flere fyllinger langs E18 innenfor vassdragsgrensen, er høyst sannsynlig fortsatt en kilde til aluminium i vassdraget.

Videre utbygging for næringsformål etter ferdigstillelsen av E18 førte i slutten av september 2015 til fiskedød i Sangereidtjøna. Data (Lillesand kommune v/Aanonsen) fra prøvetakingen i dette vannet og i det nærliggende Furekjerrtjøna (*Figur 2*) viste at vannet var svært surt (hhv. pH 4,7 og 4,3) og inneholdt høye konsentrasjoner av sulfat (126 og 61 mg/L). Konsentrasjonen av aluminium var hhv. 9 og 3 mg/L, som var en økning fra 0,3 mg/L i Furekjerrtjøna.

Foreliggende rapport omhandler undersøkelser høsten 2015 av bunndyr og fysisk-kjemiske støtteparametre.

2. Vassdraget og måleprogram

Glamslandvassdraget (ID Vann-Nett 020-6-R) er et forholdsvis lite vassdrag (nedbørfeltet er 7,5 km²) som renner ut i Skallefjorden rett vest for Lillesand i Aust-Agder (*Figur 2*). Glamslandsvatnet (ID NVE 11282) ligger mellom tidligere og nåværende E18, og har sitt utspring i det området der bedriften ReSiTec er lokalisert (*Figur 2*). Som figuren viser, krysser E18 vassdraget i åpen skjæring/fylling og i tunnel flere steder.

Som allerede omtalt er bergartene i området sulfidholdige og har sur og metallholdig avrenning til Glamslandsvatnet, både via Skumdalsbekken og via utløpsbekken fra Sangereidtjøna (*Figur 2, Figur 3*).

Fiskedøden i Sangereidtjøna ble observert bare få dager før første prøvetaking i foreliggende prosjekt, og ble antatt å kunne påvirke økologisk tilstand i utløpet fra Glamslandsvatnet.

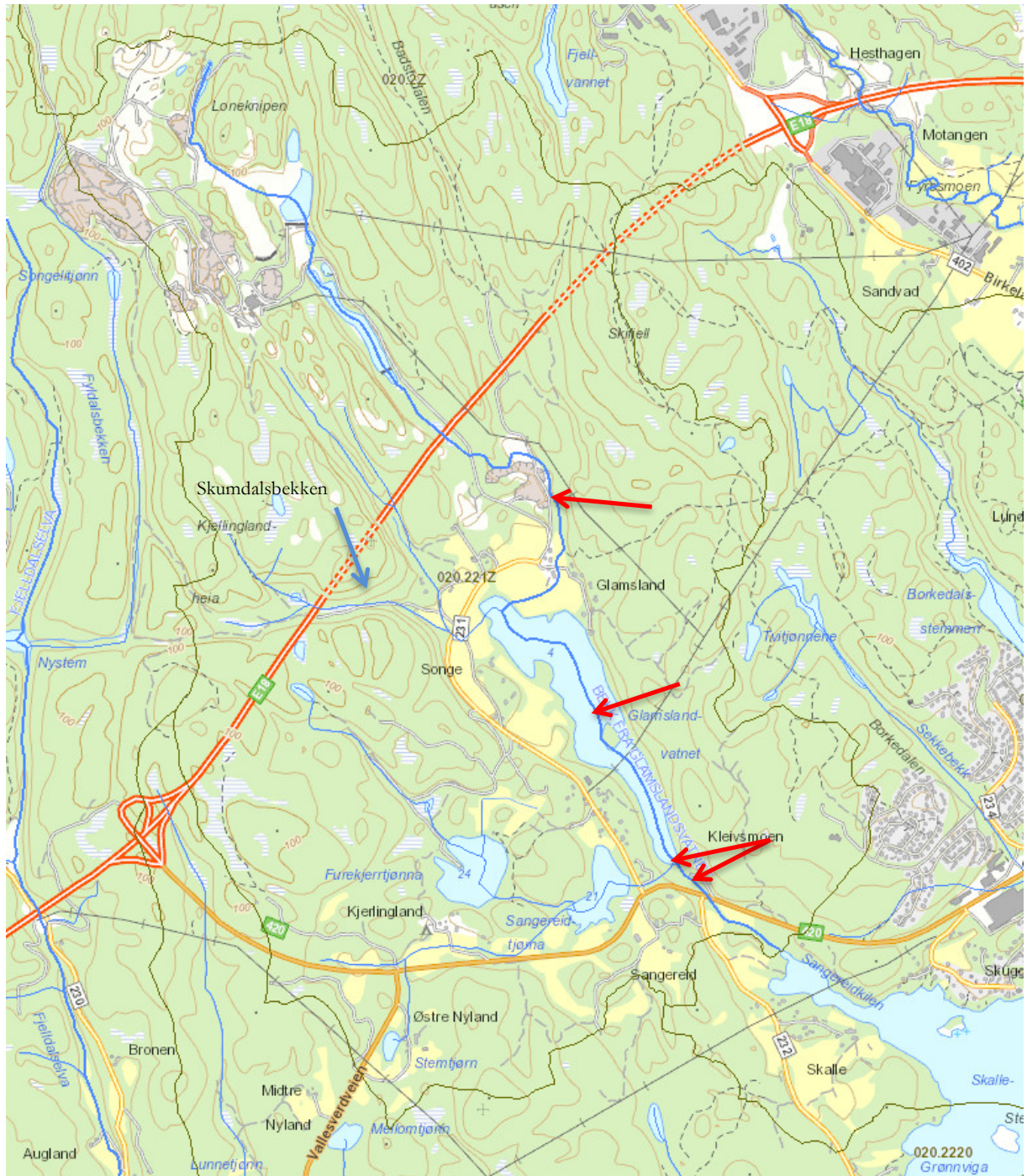
Ved utforming av måleprogrammet ble det lagt vekt på vannforskriftens krav om bedriftsrelevante undersøkelser, dvs. undersøkelser av kvalitetselementer som er sensitive for bedriftens utslippskomponenter. Det ble også inkludert fysisk/kjemiske støtteparametre, dels for støtte til den biologiske undersøkelsen, og dels for å dokumentere påvirkning fra tidligere virksomhet (utslipp av fluor, sulfat, kalsium, partikler) og fra landbruket i området (utslipp av nitrogen, fosfor).

Programmet bestod derfor av følgende:

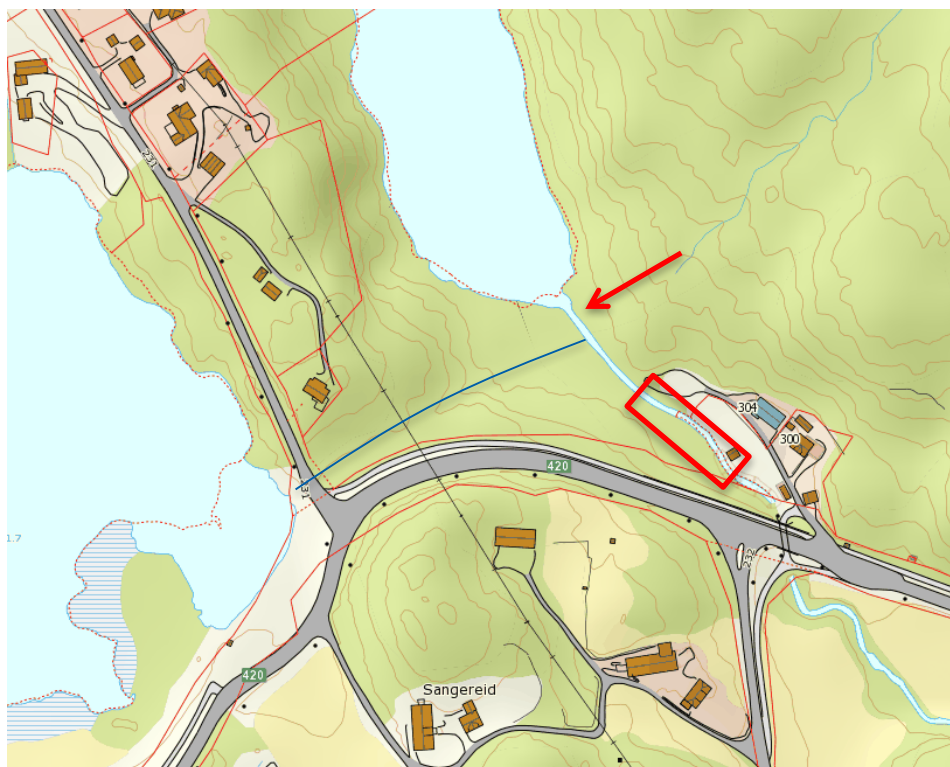
- Bunndyrundersøkelser på egnede steder i innløpsbekk og utløpsbekk Glamslandsvatnet
- Vannkjemisk prøvetaking i innløp, utløp og i selve Glamslandsvatn (blandprøve 0-4 meter). Analyseparametre alle steder: pH, total organisk karbon (TOC), sulfat, kalsium, aluminiumsfraksjoner¹, fluorid, total fosfor, nitrat og total nitrogen.
- Målinger og analyseparametre Glamslandsvatnet: siktedyp med Secchi-skive, farge mot Secchi-skive, temperatur-, turbiditets- og oksygenprofil (topp til bunn) og klorofyll a.

Prøvetakingsstasjonene er vist i *Figur 2* og *Figur 3*, mens stasjonskoder og koordinater er gitt i *Tabell 1*.

¹aluminiumsfraksjoner er reaktivt og ikke-labilt Al, mens labilt Al (LAl) beregnes som differansen av de to.



Figur 2. Nedbørfeltet til Glamslandsvassdraget, med ReSiTec lokalisert i det øvre venstre hjørnet i kartet. Provetakingspunkter i bekk og innsjø er indikert med røde piler. Bekkestrenger er tatt med for å illustrere vannveiene i nedre del fra Kjerlinglandområdet med Sangereidtjonna. Utsprengning i sulfidberggrunn har skjedd i området omkring av/påkjøring for E18. Skumdalsbekken er også sterkt påvirket av avrenning fra sulfidstein, se tekst. Kartkilde: NVE Atlas.



Figur 3. Utløpsområdet for Glamslandsvatnet. Tillopsbekken (blå strek) fra Sangereidtjønnå (se også Figur 2) og prøvetakingsstasjoner for vannkjemi (pil) og bunndyr (rektangel) er inntegnet. Kartkilde: norgeskart.no.

Tabell 1. Stasjons-ID i NIVAs base Aquamonitor og koordinater for de tre prøvetakingsstasjonene. Bunndyrprøvene ble tatt i et område nedstrøms tillopsbekken fra Sangereidtjønnå, se Figur 3.

StationId	StationName	StationType	SamplePointId	Latitude	Longitude
28998	Glamslandbekken	Elv	13698	58,25195	8,32456667
28490	Glamslandvatnet	Innsjø	13169	58,24430814	8,32928069
50743	Utløp Glamslandvannet	Elv	38257	58,239208	8,335893

Bunndyrundersøkelsene skulle gi grunnlag for indeksberegning for invertebrater mht eutrofiering, organisk belastning og forsurening (ASPT, forsøringsindeks 1 og 2), samt til klassifisering av økologisk tilstand i henhold til gjeldende veiledere.

Innsamlingsmetoden for bunndyr i ferskvann er i henhold til retningslinjer gitt i klassifiseringsveileder for vannforskriften (Direktoratsgruppa 2013) og den europeiske normen for prøvetaking av bunndyr (NS-EN-ISO-10870:2012). Metoden består av flere enkeltprøver og er bundet opp til et bestemt areal og tidsbruk. Dette gjør metoden stringent og lett etterprøvbart. Hver prøve tas over en strekning på 1 meter. Det anvendes 20 sekund pr. 1 m prøve. I alt tas det 3 slike pr. minutt. Dette gjentas 3 ganger og i alt representerer materialet 9 én-meters prøver.

Det benyttes håv med 250 µm maskevidde under prøvetakingen. For å unngå tetting av håven og tilbakespyling, tømmes håven etter 3 enkeltprøver (1 minutt), eller oftere hvis substratet er svært finpartikulært. Alle de 9 delprøvene på stasjonen samles til en blandprøve. Materialet fikseres med etanol i felt for senere å bli talt opp og bestemt til lavest mulige taksonomiske nivå ved hjelp av stereolupe og mikroskop.

Økologisk tilstand på elvestasjoner vurderes etter foreløpige kriterier gitt i vannforskriften (Direktoratsgruppa 2013). For eutrofiering/organisk belastning benyttes bunndyrindeksen Average Score Per Taxon (ASPT)(Armitage et al. 1983). ASPT og andre bunndyrindekser er ofte tett knyttet til antall arter/taksa innen ordenene Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer). EPT verdien forventes å avta med økende grad av metallavrenning fra gruver, forsurening og organisk belastning (Aanes 1980; Aanes og Bækken 1995; Aanes og Bækken 1989; Eriksen mfl. in prep.; Wright mfl. 2013), men også andre giftstoffer (Bækken mfl. 2011; Kjærstad og Arnekleiv 2011). På grunn av denne avhengigheten mellom indikatorer, kan det være vanskelig å måle nøyaktig økologisk tilstand for spesifikke påvirkningstyper dersom det forekommer flere typer forurensning sammen, eksempelvis forsurening og organisk belastning.

Vi har benyttet indeksene Forsuringsindeks 1 & 2 (Direktoratsgruppa 2013) til å måle effekter av forsurening og gruverelatert avrenning. Forsuringsindeks 1 (tidligere kalt Raddum 1) er basert på tilstedeværelse av indikatorartaks. Forsuringsindeks 2 (modifisert versjon av Raddum 2) bygger på Forsuringsindeks 1, men tar i tillegg hensyn til relative mengder av forsuringsfølsomme og tolerante arter. På denne måten tar indeksen også hensyn til tidlige skader på bunndyrsamfunnet (endringer i dominansforhold framfor endringer i artssammensetning).

Forsuringsindeks 2 er egnet for å måle effekter av forsurening i elver med klart vann (lite TOC). Referanseverdien er satt til 1,5, og de ulike klassegrensene for reelle verdier er gitt ved henholdsvis: 0,25, 0,50, 0,77 og 1,01 (svært dårlig/dårlig, dårlig/moderat, moderat/god og god/svært god). Grenseverdiene baserer seg på gjennomsnittsverdi av minimum 2 prøver samt at det finnes data på mengden av de mest forsuringsfølsomme bunndyrene (Direktoratsgruppa 2013).

Økologisk tilstand måles ved å sammenligne målte indeksverdier mot verdier for et ideelt referansesamfunn, det vil si et som ikke er utsatt for menneskelig påvirkning. Det vil si at en observert indeksverdi må divideres med referanseverdien for å få en verdi som indikerer tilstanden. Dette forholdet kalles for EQR (Ecological Quality Ratio). Beskrevet som normalisert EQR ligger økologisk tilstand alltid på en skala mellom 0 og 1, hvor de ulike klassegrensene er gitt ved henholdsvis: 0 - 0,2, 0,21- 0,4, 0,41 - 0,6, 0,61 - 0,8 og 0,81 - 1 (svært dårlig, dårlig, moderat, god og svært god).

Det finnes tilgjengelige data fra tidligere undersøkelser i Glamslandsbekken (ved sandtak, St4; <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>). Disse er tatt med for å vurdere utviklingen i vannkvalitet over tid.

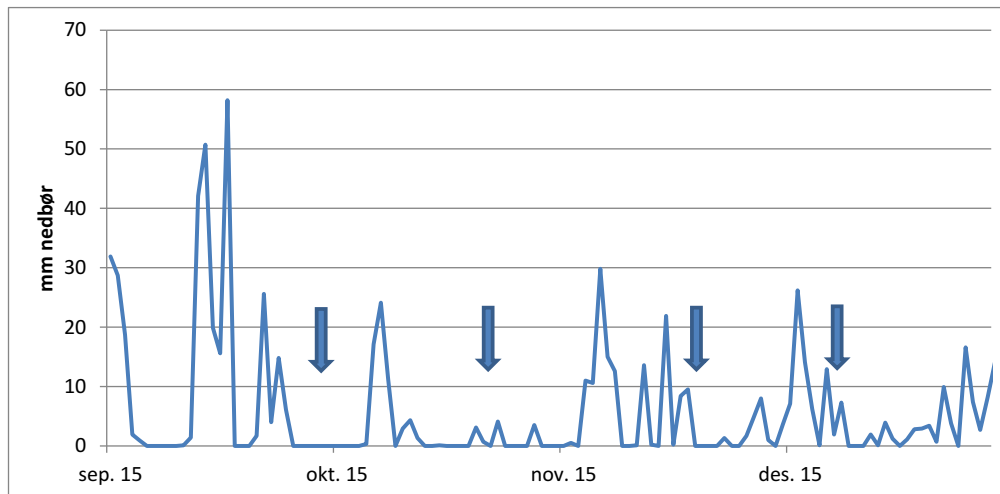
Alle undersøkelser ble gjennomført i perioden september-desember 2015. Det er her viktig å påpeke at vannprøvene i utløpet av Glamslandsvatnet ble tatt oppstrøms samløpet med bekk fra Sangereidtjønna, mens bunndyrprøvene måtte tas nedstrøms dette samløpet av hensyn til substratforhold.

3. Resultater

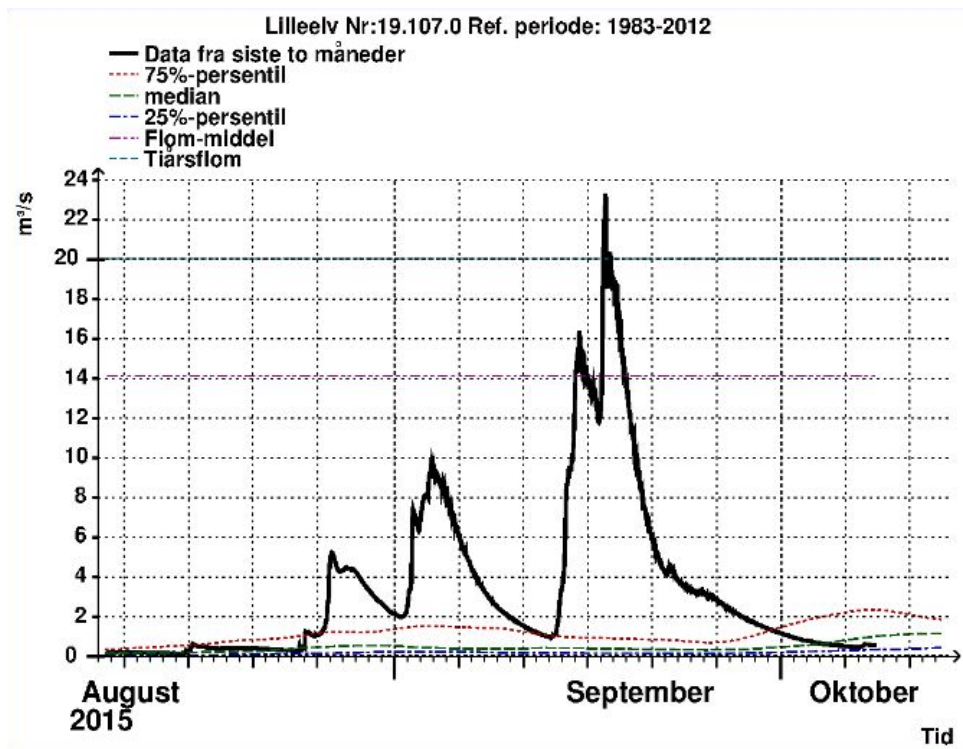
3.1 Nedbør og hydrologi

Glamslandsvassdraget er forholdsvis lite, og det ble antatt at vannkjemiske forhold kunne endre seg forholdsvis raskt avhengig av nedbørforholdene. Første prøvetaking ble gjennomført to uker etter den store høstflommen i september. I første del av måneden falt det 270 mm nedbør ved Landvik, 16 km nord-øst for Glamsland (*Figur 4*), og deretter ytterligere 50 mm før prøvetaking den 30. september. Det var også godt med nedbør forut for de to siste prøvetakingene, mens prøvetakingen den 23. oktober skjedde etter et par uker uten særlig nedbør.

Vannføringen i Lilleelv, 30 km nordøst for Glamsland, var større enn 10-årsflom omkring den 17. september (*Figur 5*).



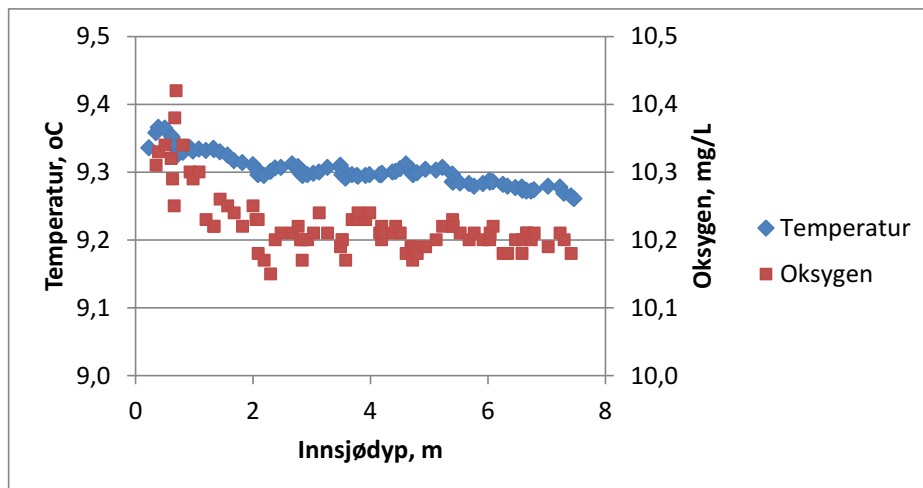
Figur 4. Nedbør ved Landvik, Grimstad. Prøvetaksdatoer for vannkjemi er inntegnet. Data fra NIBIO.



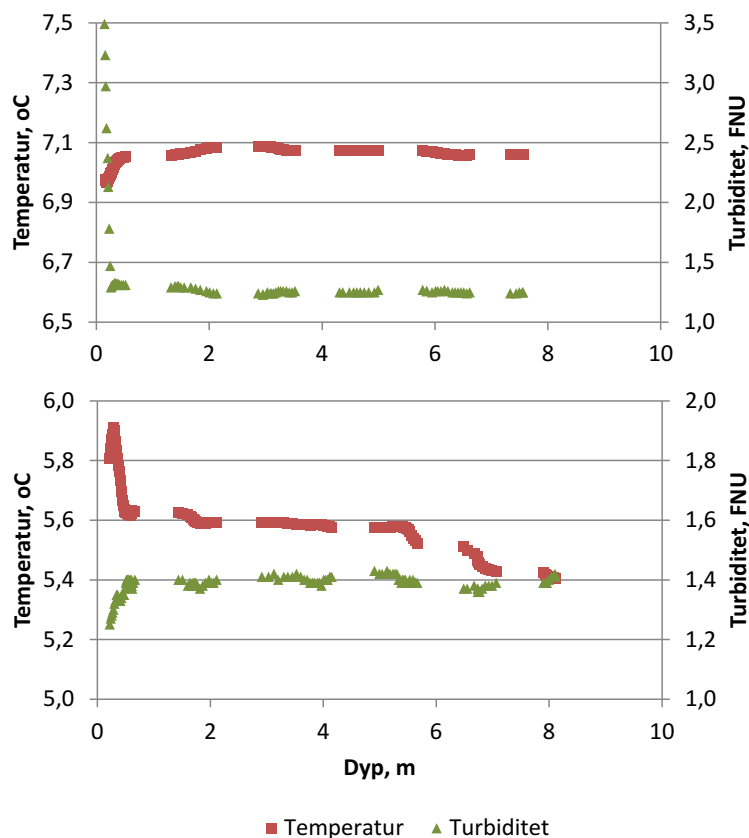
Figur 5. Vannføringskurve for Lilleelv, nederst i Arendalsvassdraget. Vannføringstoppen den 16./17. september var større enn 10-årsflom. Første prøvetaking i Glamslandsvassdraget var 30. september.

3.2 Sjiktningsforhold

Ved alle de tre prøvetakingene i Glamslandsvatnet ble det tatt opp vertikalprofiler av temperatur og oksygenkonsentrasjon, mens turbiditet ble inkludert ved de to siste prøvetakingene. Temperaturen avtok fra omlag 9 °C via noe under 7 °C til 5,6 °C (Figur 6 og Figur 7). Det var ingen termisk sjikning av innsjøen i undersøkelsesperioden, og da heller ingen endringer vertikalt i oksygenforholdene (Figur 6).



Figur 6. Temperatur og oksygenforhold i Glamslandsvatn den 23.10.2016.



Figur 7. Temperatur og turbiditet i Glamslandsvatnet den 20.11.2015 (øverst) og 10.12.2015 (nederst).

3.3 Fysisk-kjemiske forhold

Glamslandsvatnet var tidligere preget av tilførsler av finpartikler fra aktivitetene til North Cape Minerals, og innsjøen hadde et bregrønt utseende. Det skyldtes lysspredning fra partiklene tilsvarende det en kan se i innsjøer påvirket av breslam. Ved prøvetakingen høsten 2015 hadde innsjøen imidlertid et mer normalt utseende (ikke grønskjær) for denne typen innsjøer. Dybdeprofilene av turbiditet viser at verdiene for FNU (Formazin Nephelometric Unit) var mellom 1 og 1,5 FNU. Det er høyere enn en naturlig tilstand på om lag 0,5 FNU eller lavere, men lavere enn grenseverdien for drikkevann hos abonnent på 4 FNU (Drikkevannsforskriften 2001).

Feltdata viste at siktedypet varierte mellom 3,5 og 4,7 meter og at vannfargen var gul.

Vanntypen i Glamslandsvassdraget er vanskelig å bestemme basert på dagens tilstand fordi konsentrasjonen av kalsium er forhøyet pga kalking av utslipp i øvre del. I en upåvirket tilstand, som også vil si en tilstand uten påvirkning fra utsprengte bergmasser, er vassdraget antakelig svært kalkfattig slik som mange andre vann og vassdrag i området (Hindar og Lydersen 2002). Dagens vannkvalitet tilsier klart vann (TOC 2-5 mg/L). Dette innebærer at vanntypen er en svært kalkfattig (< 1 mg Ca/L) og klar lavlandsinnsjø, dvs. type 2 etter tabell 3-5 i klassifiseringsveilederen (Tabell 2). I Vann-Nett er imidlertid innsjøen typifisert som kalkfattig (1-4 mg Ca/L) og klar.

Tabell 2. Utdrag fra tabell 3-5 i klassifiseringsveilederen (vannportalen.no; Direktoratgruppen 2013).

Klima-region	Type nr.	N GIG type*	Typebeskrivelse	Kalsium mg/l	Alkalitetn ekv/l	Humus mg Pt/l	TOC** mg/l	Middeldyp, m
	1		Svært kalkfattig, svært klar	< 1	< 0,05	< 10	< 2	> 3
	2		Svært kalkfattig, klar	< 1	< 0,05	10-30	2-5	> 3
	3		Svært kalkfattig, humos	< 1	< 0,05	30-90	5-15	> 3

Konsentrasjonen av fluorid (F) var i området 1-2 mg/L i innløp Glamslandsvatnet og noe under 1 mg/L i innsjøen og i utløpet (Tabell 3). Dette er en tittel av konsentrasjoner som ble målt på 1970-tallet (Arnesen og Grande 1975) og utover på 1990-tallet (Kroglund m.fl. 2000). Den markante reduksjonen skyldes at flussyre ikke lenger brukes i produksjonen, men viser også at det er betydelige rester av fluorid fra den perioden flussyre var i bruk. Dagens F-verdier er tett på gjeldende grenseverdi på 1,5 mg/L i drikkevannsforskriften, men langt over det normale for norske innsjøer. NIVAs undersøkelse av 1500 norske innsjøer i 1995 viste at 90 % av dem hadde mindre enn 0,04 mg F/L (Skjelkvåle mfl. 1997).

Konsentrasjonen av kalsium og sulfat var høye, hhv. 10-23 mg/L og 33-58 mg/L. Vi ser her bort fra den ene vannprøven fra utløp Glamslandsvatnet den 20.11., som trolig er dominert av annet vann enn innsjøvann. Vi har tidligere omtalt kilder for både sulfat og kalsium. I perioden 2006-2007 var midlere konsentrasjon i innløpet basert på 73 vannprøver 15 mg Ca/L og 70 mg SO₄/L. Dagens vannkvalitet tyder på at det er om lag samme konsentrasjon av Ca, men mindre SO₄. Det skyldes at kalkingen opprettholdes, men at det nå er langt mindre bruk av svovelsyre i prosessen til ReSiTec enn i prosessen til tidligere eiere. Reduksjonen i SO₄ har skjedd til tross for de nye sulfatkildene fra E18-utbyggingen.

Sulfat (SO₄²⁻) er et negativt ladet ion og må balanseres med positivt ladde ioner. Forholdet mellom ioner kan regnes ut basert på ladningsekvivalenter ved at 1 mg Ca/L tilsvarer 49,9 µekv/L og 1 mg SO₄/L tilsvarer 20,8 µekv/L. Kalsium (Ca²⁺) balanserer hele 75-97 % av sulfatet i disse prøvene, og forklarer hvorfor pH ligger i området 6,3-7,2.

Denne balansen mellom kalsium og sulfat var en helt annen i avrenningen fra E18/næringsområdet vest for Sangereidtjønnen. I de vannprøvene som ble tatt etter fiskedøden i Sangereidtjønnen i september 2015 balanserte kalsium kun 18 og 33 % av sulfatet, mens aluminium balanserte opp mot 40 %. Dette vannet

var derfor surt og svært giftig for fisk. I slike sure vannkvaliteter opptrer aluminium både som bufferstoff (hindrer enda lavere pH) og giftstoff.

I vannprøvene fra foreliggende undersøkelse var høyeste konsentrasjoner av reaktivt aluminium (RAI) på 430 µg/L, mens den potensielt giftige fraksjonen labilt Al (LAI) var maksimalt 170 µg/L.

Konsentrasjonene i innløpet til Glamslandsvatn var lavere enn konsentrasjonene i utløpet og viser, som allerede omtalt, at det er flere kilder til aluminium enn avløpet fra ReSiTecs område. Kalkingen til pH nær 7,0 vil felle og holde tilbake aluminium i deponiet, slik at avrenningen herfra holdes så lav som mulig.

Al-konsentrasjonene i seg selv indikerer mulig giftvirkning, men pH-verdier på over 6,3 viser at LAI kan være på en annen form enn de som vanligvis er knyttet til biologiske effekter. Med over 700 µg/L av fluorid i Glamslandsvatnet, antar vi at det her kan være snakk om AlF⁻-ioner. Beregninger utført med programmet WHAM (Windermere humic aqueous model; Tipping 1994) viser at F-konsentrasjonen har stor betydning for den løste Al-konsentrasjonen (*Figur 8*). Grupperte data fra NIVAs innsjøundersøkelse i 1986 (1000-sjøersundersøkelsen) viser også at økte konsentrasjoner av F øker løseligheten av Al (Henriksen mfl. 1988; Garmo 2010). Mens naturlige innsjøer har forholdsvis lave F-konsentrasjoner (<40 µg/L), har Glamslandsvatnet høye konsentrasjoner, og LAI-verdier på over 100 µg/L ved pH > 6,3 er sannsynlige.

Det var gjennomgående forholdsvis lave konsentrasjoner av total fosfor (tot P), totalt nitrogen (tot N) og nitrat (*Tabell 3*). Med konsentrasjoner av totalt organisk karbon (TOC) på omkring 4 mg/L i innsjøen, vil dessuten noe av fosforet være organisk bundet og dermed lite tilgjengelig for algeproduksjon.

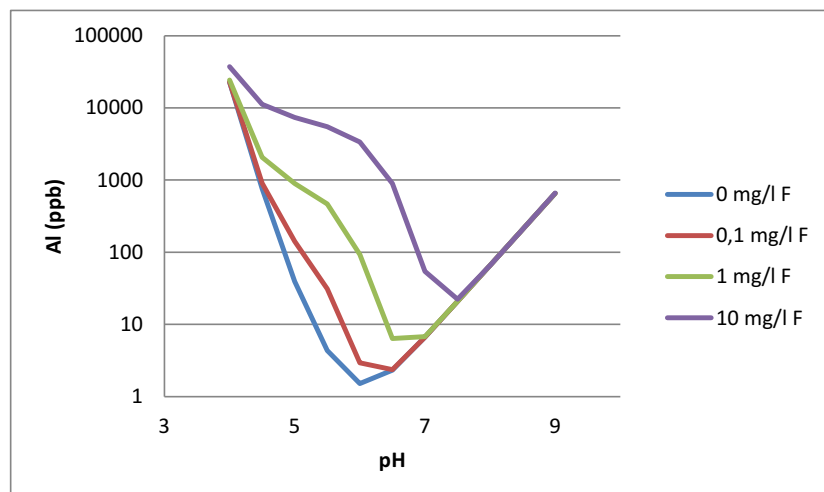
Grenseverdien i vannforskriften mellom god og moderat tilstand for denne vanntypen er 11 µg/L, og målte konsentrasjoner på 1-7 µg/L tilsvarer svært god tilstand.

Siden prøvetakingen i innsjøen skjedde så seint på høsten, var det av forholdsvis liten verdi å måle klorofyll. Klorofyll er et mål på algemengde i planktonet, men denne er normalt begrenset av dårlig lys om høsten og vinteren. Den 20.11. og 10. 12. var klorofyllkonsentrasjonen (data fra målesonden) om lag 1 µg/L, som da også er svært lavt. Med de lave fosforkonsentrasjonene er det imidlertid ikke forventet at klorofyllkonsentrasjonene vil være problematiske i sommersituasjonen heller.

Tabell 3. Vannkjemiske data fra innløp og utløp Glamslandsvatnet, samt fra blandprøver i innsjøen. Vannprøven fra utløpet den 20.11. er avvikende og ikke vektlagt i vurderingen.

Stasjonsnavn	Prøvedato	Dyp m	pH	Ca mg/l	SO ₄ mg/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI* µg/l	TOC mg C/l	Tot-N µg N/l	NO ₃ µg N/l	Tot-P µg P/l	F µg/l
Innløp Glamslandsvatnet	30.09.15		7,23	22,8	57,6	93	37	56	3,0	325	140	3	2000
Innløp Glamslandsvatnet	23.10.15		7,18	23,6	58,7	93	43	50	3,1	315	130	5	1600
Innløp Glamslandsvatnet	20.11.15		6,81	16,4	52,1	235	97	138	3,3	325	150	1	1200
Innløp Glamslandsvatnet	10.12.15		6,62	12,7	38,5	280	175	105	3,5	350	160	5	840
Utløp Glamslandsvatnet	30.09.15		6,50	12,0	35,5	230	140	90	4,6	410	110	5	830
Utløp Glamslandsvatnet	23.10.15		6,44	11,4	35,5	235	140	95	4,0	395	130	6	810
Utløp Glamslandsvatnet	20.11.15		5,65	3,76	13,7	430	215	215	5,9	265	49	1	270
Utløp Glamslandsvatnet	10.12.15		6,31	10,8	34,4	430	260	170	4,1	455	180	7	740
Glamslandsvatnet	23.10.15	0-4	6,49	11,7	35,8	230	140	90	4,0	430	130	7	830
Glamslandsvatnet	20.11.15	0-4	6,56	11,3	35,1	295	165	130	4,4	405	160	1	830
Glamslandsvatnet	10.12.15	0-4	6,50	10,9	33,0	320	210	110	4,3	450	170	7	770

* Beregnet verdi (RAL-IIAI)



Figur 8. Forholdet mellom Al (som i dette tilfellet tilsvare LAl) og pH i vann beregnet med programmet WHAM (Øyvind Garmo, pers. medd.). Al-konsentrasjoner er beregnet ved ulike fluoridkonsentrasjoner.

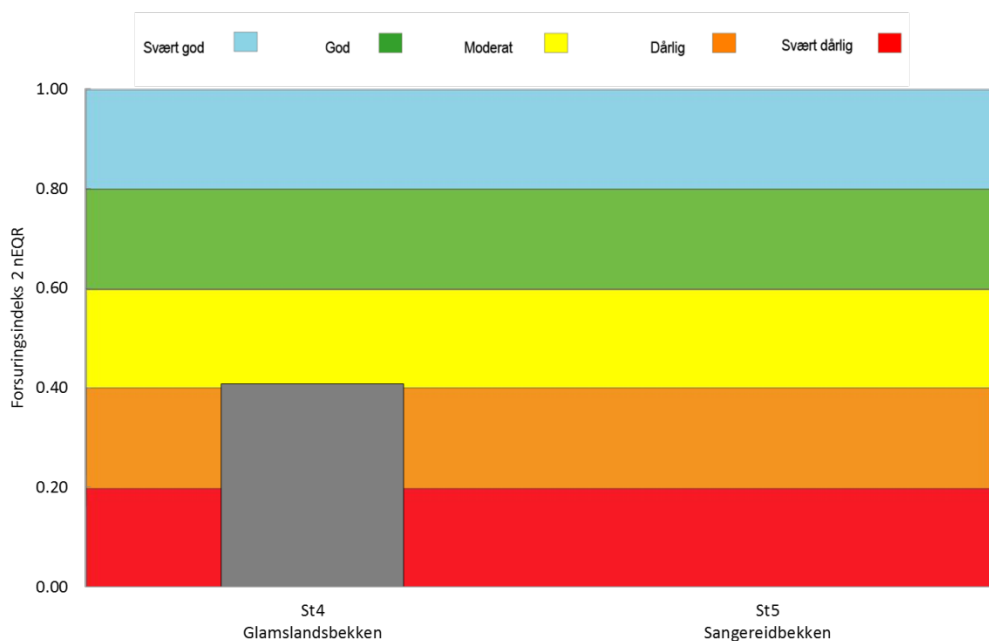
3.4 Bunnedyr

Bunnfaunasamfunnene i Glamslandsbekken (St4) og Sangereidbekken (St5) viste begge avvik fra forventet miljøtilstand (taksaliste er vist i vedleggstabell 1). Vannforekomstene står med det i fare for ikke å oppnå miljømålet i vannforskriften om god økologisk tilstand innen 2021, men det tas forbehold om at vurderingene baseres på kun én prøvetaking.

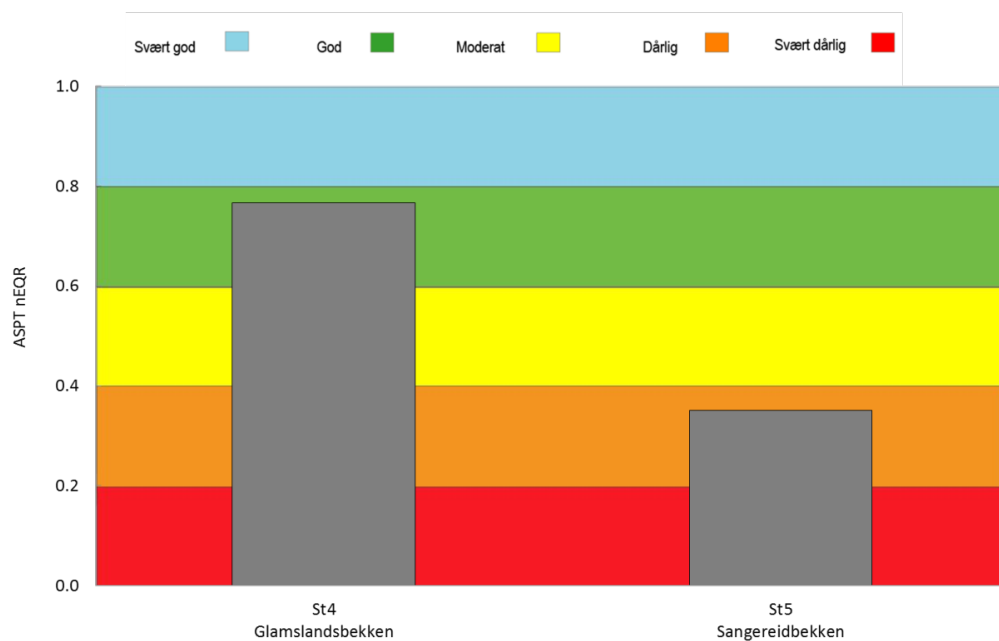
Glamslandsbekken (innløp Glamslandsvatnet) hadde unormalt lave mengder av forsuringfølsomme bunnedyr. Tilstedeværelse av noen få individer av forsuringstolerante døgnfluer (Baetis) ga Forsuringsindeks 1 = 1, men lav forekomst av disse ga nEQR = 0,41 for forsuringsindeks 2 (Figur 9, vedleggstabell 2). Dette tilsier dårlig økologisk tilstand til tross for at pH er omkring 7. Tilsvarende økologisk tilstand for forsuring har også blitt registrert på denne lokaliteten tidligere (se indeksverdier i vedleggstabell 3). Selv om den dårlige tilstanden trolig kan knyttes til utslipp fra bergverksvirksomheten, er årsaken uklar. Det kan tenkes at det er en lite kartlagt effekt av AIF-ioner og høy F-konsentrasjon over mange år som gir en påvirkning.

I Sangereidbekken (utløp Glamslandsvatnet) ble det verken funnet døgnfluer eller steinfluer. Dette er svært uvanlig for denne vanttypen og antyder en betydelig påvirkning. Både forsuringsindeks 1 og 2 var 0 på denne stasjonen, og den økologiske tilstanden ble dermed svært dårlig. Fraværet av steinfluer – en gruppe hvor det finnes mange forsuringstolerante arter – skyldes trolig effekten av avrenningen fra næringsarealet i vest fordi disse prøvene ble tatt nedstrøms samløpet med bekken fra Sangereidtjønnna. Vannkvaliteten i sidevassdraget fra Sangereidtjønnna i forbindelse med fiskedød i september 2015 er beskrevet innledningsvis.

Økologisk tilstand på bakgrunn av organisk belastning med indeksen ASPT (Figur 10) blir usikker som følge av andre miljøpåvirkninger. En subjektiv vurdering av bunnfauna-sammensetningen i Sangereidbekken tyder på at den organiske belastningen på denne stasjonen er lav. I Glamslandsbekken ble det funnet relativt store mengder av steinfluefamilien Nemouridae, som forekommer både i rent vann og organisk forurenset vann. Fraværet av denne familien i utløpsbekken tyder på andre miljøpåvirkninger enn organisk forurensning.



Figur 9. Økologisk tilstand for bunndyr ved bruk av forstyringsindeks 2. Prover er fra utvalgte stasjoner i Glamslandsbekken (St4) og Sangereidbekken (St5) den 21.12.2015. Verdier er oppgitt som normaliserte ecological quality ratios (nEQR). Forstyringsindeksen var null i Sangereidbekken fordi det verken ble funnet døgnfluer eller steinfluer.



Figur 10. Vurdering av økologisk tilstand for bunndyr ved bruk av ASPT indeks. Prover er fra utvalgte stasjoner i Glamslandsbekken (St4) og Sangereidbekken (St5) den 21.12.2015. Verdier er oppgitt som normaliserte ecological quality ratios (nEQR).

4. Konklusjoner

Vannkvaliteten i Glamslandvassdraget er fra naturens side trolig svært kalkfattig og klar. Men kalking og tilførsler fra industriområdet i øvre del og fra utsprengt sulfidholdig berggrunn gir en spesiell vannkjemi og avvik fra naturtilstanden for en rekke parametre.

Det har ikke vært et mål i dette arbeidet å kvantifisere bidraget fra hver enkelt kilde, men dagens bruk av svovelsyre ved ReSiTec er markert lavere enn hva det har vært tidligere. Høye sulfatkonsentrasjoner skyldes derfor trolig i hovedsak oksidasjon av sulfider ved utsprengning av sulfidholdig berggrunn. Kalking av avgangsdeponiet bidrar til forholdsvis høye kalsiumkonsentrasjoner, og kalkingen gjennomføres for å holde pH omkring 7,0 i innløpet til Glamslandsvatn.

ReSiTec bruker ikke flussyre i sin produksjon. Det vil si at kilden til fluorid finnes i avgangsdeponiet. Det har allerede vært en betydelig reduksjon av fluoridkonsentrasjonen (ned til en tidel), men det vil sannsynligvis ta flere år før konsentrasjonene er tilbake på et naturlig lavt nivå.

Data fra Skumdalsbekken (med fylling for E18 i øvre del) og bekken fra Sangereidtjønna (med utsprengt næringsareal i vest) viser at utsprengt, sulfidholdig berggrunn er en viktig kilde for aluminium i vassdraget. Kalkingen av avgangsdeponiet ved ReSiTec til pH 6,5-8 bidrar til å felle ut og holde aluminium fra denne kilden tilbake.

Vannkjemien i innløpet til Glamslandsvatn er preget av reduserte utslipp fra industriområdet og den konsesjonspålagte kalkingen. Det ble likevel funnet en dårlig økologisk tilstand med hensyn til bunndyr. Fortsatt forholdsvis høy konsentrasjon av fluorid, spesielt i innløpet til Glamslandsvatn, gir forhøyede konsentrasjoner av løst, uorganisk aluminium (labilt Al, LAI) i form av AlF⁻-ioner. Det kan være at den dårlige økologiske tilstanden skyldes denne delen av vannkjemien.

Den økologiske tilstanden basert på bunndyr i utløpsbekken til Glamslandsvatnet var svært dårlig. Av hensyn til egnede substratforhold ble bunndyrprøvene her tatt etter samløpet med bekk fra Sangereidtjønna. I denne bekken var det fiskedød i september 2015 pga utsprengning i sulfidfjell i et næringsområde vest for Glamslandsvatn. Lav pH og svært høye konsentrasjoner av løst, uorganisk aluminium herfra er temmelig sikkert årsaken til at det ikke ble påvist verken forsuringfølsomme eller tolerante arter av døgnfluer eller steinfluer.

5. Referanser

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F. and Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water-quality score system based on macroinvertebrates over a wide-range of unpolluted running-water site. *Water Res* 17(3):333-347 doi:10.1016/0043-1354(83)90188-4.

Arnesen, R.T og Grande, M. 1975. Kontrollundersøkelser i Glamslandvassdraget. Sammenfatning av resultater innsamlet i tiden oktober 1968 – juli 1975. NIVA-rapport O-55/65: 39 s.

Bækken, T., Rustadbakken, A., Schneider, S., Edvardsen, H., Eriksen, T.E., Sandaas, K. og Billing, H. 2011. Virkninger av utslippet av natriumhypokloritt på økosystemet i Akerselva. NIVA rapport 6240-2011:69.

Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratetsgruppa, veileder 02:2013. 263 s.

Drikkevannsforskriften 2001. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften), vedlegget med grenseverdier. Lovdata.

Eriksen, T. E., Jannicke S. M, Brittain, J. E., Saltveit, S. J., Bækken, T., In prep. Macroinvertebrate community responses to phosphorus in Norwegian streams.

Garmo Ø. A. 2010. Measured and predicted concentrations of inorganic monomeric aluminium in Norwegian lakes. Poster, Geochemical speciation & bioavailability of trace elements: progress, challenges & future trends. 7-8 September 2010, Lancaster, UK.

Henriksen A., Lien L., Traaen T. S., Sevaldrud I. S., Brakke D. F. 1988. Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio* 17: 256-266.

Hindar, A. og Lydersen, E. 2002. Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trasè mellom Lillesand og Kristiansand. NIVA-rapport 4493. 41 s.

Hindar, A. and Nordstrom, D.K. 2015. Effects and quantification of acid runoff from sulfide-bearing rock deposited during construction of Highway E18, Norway. *Appl. Geochem.* 62: 150-163.

Kjærstad, G. and Arnekleiv, J.V. 2011. Effects of Rotenone Treatment on Lotic Invertebrates. *Int Rev Hydrobiol* 96(1):58-71 doi:10.1002/iroh.201111261.

Kroglund, F., Skjelkvåle, B.L., Kleiven, E., Lindstrøm, E.-A., Kroglund, M., Raddum, G. og Walseng, B. 2000. Betydningen av fluor for Glamslandsvassdraget, Aust-Agder. NIVA-rapport 4306. 36 s.

NS-EN-ISO-10870:2012, Vannundersøkelse - Veiledning i valg av prøvetakingsmetoder og utstyr til bentiske makroinvertebrater i ferskvann (ISO 10870:2012) 36.

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT, rapport 677/96. 73 s.

SVV 2002. Geologiske kart. Oppdrag 1-279A. Motorveg E18 Grimstad-Kristiansand. CD, Geo- og tunnelteknikkseksjonen, Teknologivdelinga. Statens vegvesen, Vegdirektoratet.

Tipping, E. 1994. WHAM - A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comput. Geosci.* 20: 973-1023.

Wright, R., Eriksen, T. og Schneider, S. 2013. Nitrogen dose-response relationships: benthic algae and macroinvertebrates in running water. NIVA rapport 6596-2013:19.

Aanes, K. J., 1980. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: *Advances in Ephemeroptera Biology* Ed John F Flannagan and K Eric Marshall Plenum Publishing Corp, New York 419-442.

Aanes, K. J. og Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1. Generell del. NIVA rapport: 62.

Aanes, K. J. and Bækken, T. 1995. Use of macroinvertebrates to classify water quality. Report No. 2 A. Acidification. NIVA Report:47.

Vedlegg A. Bunndyrdata

Vedleggstabell 1. Antall EPT² taksa, samt reelle verdier, EQR-verdier og nEQR-verdier for ASPT-indeksen og forsuringsindekser.

Metrikk	Glamslandsbekken	Sangereidbekken
	St4	St5
EPT taksa	15	10
ASPT	6,67	5,00
ASPT EQR	0,966	0,725
ASPT nEQR	0,767	0,350
Forsuringsindeks 1	1	0
Forsuringsindeks 2	0,51	0
Forsuringsindeks 2 EQR	0,34	0
Forsuringsindeks 2 nEQR	0,41	0

² EPT=Ephemeroptera, Plecoptera og Tricoptera, dvs. døgnfluer, steinfluer og vårfluer.

Vedleggstabell 2. Taksaliste som viser antall individer i bunndyrprøver fra stasjoner i Glamslandsbekken (St4) og Sangereidbekken (St5) den 21.12.2015.

Dato	Gruppe	Taksonnavn	St4	St5
21.12.2015	Bivalvia	Sphaeriidae indet.		38
21.12.2015	Coleoptera	Elmidae indet. Lv.		2
21.12.2015	Coleoptera	Oulimnius sp. Lv.		124
21.12.2015	Crustacea	Isopoda indet.	2	
21.12.2015	Diptera	Ceratopogonidae indet. Lv.		72
21.12.2015	Diptera	Chironomidae indet. Lv.	592	592
21.12.2015	Diptera	Diptera indet. Lv.	1	
21.12.2015	Diptera	Empididae indet. Lv.	32	42
21.12.2015	Diptera	Limoniidae indet. Lv.	1	
21.12.2015	Diptera	Muscidae indet. Lv.		2
21.12.2015	Diptera	Pediciidae indet. Lv.	24	
21.12.2015	Diptera	Simuliidae indet. Lv.	392	48
21.12.2015	Ephemeroptera	Baetis rhodani Lv.	3	
21.12.2015	Ephemeroptera	Baetis sp. Lv.	1	
21.12.2015	Hydrachnidia	Hydrachnidia indet. Ad.	20	20
21.12.2015	Oligochaeta	Oligochaeta indet.	64	120
21.12.2015	Plecoptera	Brachyptera risi Lv.	8	
21.12.2015	Plecoptera	Leuctra hippopus Lv.	184	
21.12.2015	Plecoptera	Leuctra sp. Lv.	56	
21.12.2015	Plecoptera	Nemoura cinerea Lv.	80	
21.12.2015	Plecoptera	Nemoura sp. Lv.	10	
21.12.2015	Plecoptera	Nemouridae indet. Lv.	12	
21.12.2015	Plecoptera	Protonemura meyeri Lv.	4	
21.12.2015	Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri Lv.	16	
21.12.2015	Trichoptera	Adicella reducta Lv.	5	1
21.12.2015	Trichoptera	Hydropsyche angustipennis lv.		58
21.12.2015	Trichoptera	Hydropsyche sitalai Lv.		256
21.12.2015	Trichoptera	Limnephilidae indet. Lv.	1	
21.12.2015	Trichoptera	Neureclipsis bimaculata Lv.		336
21.12.2015	Trichoptera	Plectrocnemia conspersa Lv.		6
21.12.2015	Trichoptera	Polycentropodidae indet. Lv.	14	36
21.12.2015	Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus Lv.		120
21.12.2015	Trichoptera	Polycentropus sp. Lv.		1
21.12.2015	Trichoptera	Potamophylax cingulatus Lv.	2	
21.12.2015	Trichoptera	Rhyacophila nubila Lv.	1	18
21.12.2015	Trichoptera	Rhyacophila sp. Lv.		1

Vedleggstabell 3. Data fra tidligere undersøkelser i Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4) (hentet fra www.Vannmiljø.no). Verdier for Raddum forsuringindeks 2 er oppgitt som reelle verdier.

Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.08.2006	0,25
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.08.2006	0,50
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.02.2008	0,50
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.02.2008	0,83
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.09.2008	0,50
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.03.2009	2,50
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.03.2009	0,50
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.11.2009	0,50
Glamslandsbekken, ved sandtak (St.4)	Tiltaksorientert overvåking	Fylkesmannen i Aust-Agder	Raddum forsuringindeks 2	01.11.2009	0,50

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 samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

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