



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Kartlegging av årsakssammenheng mellom fysiske og kjemiske forhold og episoder av fiskedød i elven Risa

Mapping of the causal relation between physical
and chemical conditions and episodic fish kill in the
river Risa

Ingvild Alstad Frogner
Daniel Dahl Almhjell

Miljø og naturressurser

Forord

Denne oppgaven markerer slutten av vår mastergrad i miljø og naturressurser ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) i Ås.

Vi vil takke våre veiledere Ståle Leif Haaland og Helen Kristine French for god veiledning og hjelp til å forsøke å løse gåten om fiskedøden i Risa. Vi har jobbet som miljødetektiver og hadde ikke klart å komme i mål uten deres gode råd og tilbakemeldinger. Tusen takk til Leif Vidar Jakobsen for hjelp til å finne riktig utstyr, utføre geofysiske målinger og installere brønner. Takk for at du alltid tok deg tid til å hjelpe oss.

Takk til Ullensaker kommune, Risautvalget og Helge B. Pedersen for økonomisk støtte, viktig informasjon og muligheten til å jobbe med en så spennende oppgave. Vi håper vi har hjulpet dere med å komme noen steg videre på vei mot et klarere svar på årsaken bak fiskedøden i Risa. Vi håper også at oppgaven kan skape en dominoeffekt for videre undersøkelser i Risa og Ullensaker kommune. Vi vil også takke alle grunneiere ved Risebru, og spesielt Remy for å la oss sette ned brønner og traske rundt på eiendommen.

Til slutt vil vi takke Truls, Madelen, familie og venner som har vært støttende og motivert oss gjennom studiet. God kok på lesesalen med masse rare samtaleemner har også bidratt til et studiemiljø man kun kan smile av. Vil også takke Squadn (JanC94, partyknut og LaceTheAce) for rolige avbrekk i jobbingen.

Ingvild Frogner og Daniel Almhjell

Ås, 13. mai 2019

Sammendrag

I mai 2007, 2015 og 2016 ble det oppdaget at nesten all ørret i elven Risa på strekningen fra Risebru til Dalsdammen like nord for Gardermoen i grensen mellom Ullensaker og Eidsvoll kommune var død. Det ble ikke funnet noe som tydet på forurensningsutslipp til vassdraget. Det ble tatt gjellevevsprøver av død og døende fisk, som viste utfelling av metallene aluminium, jern og mangan på gjellene. Det ble antatt at den episodiske fiskedøden i Risa skyldtes kvelningsdød som følge av utfellinger av jern- og manganoksider på gjelleoverflaten, og muligens andre metaller, fra innblanding av surt metallrikt vann og/eller anoksisk metallrikt vann i elven.

Vårt hovedmål har vært å kartlegge de kjemiske og de fysiske forholdene i vanntilførselene, både grunnvann og overflatevann, i Risas øvre del for å undersøke årsakssammenhengene som ligger bak episodene med akutt fiskedød i 2007, 2015 og 2016. Vannkjemien har blitt kartlagt med ledningsevne-, temperatur- og trykkloggere, feltmålinger og vannprøver i Risa, Hersjøen og elvens vanntilførsler. Områdets grunnforhold og grunnvann har blitt kartlagt ved bruk av geofysiske undersøkelser, observasjonsbrønner, kornfordelingsanalyse og konseptuell modellering av grunnvannets strømming. Det har blitt undersøkt om episodene av fiskedød i Risa har sammenheng med klimatiske forhold, snøsmelting eller grunnvannsfluktuasjoner.

Det er behov for flere undersøkelser før man kan si med sikkerhet hva som er de bakenforliggende årsakene til episodisk fiskedød av ørret i Risa. Flere sidebekker viser perioder med ulik vannkvalitet. Det er flere tjern og dammer i området som har høyt innhold av metaller, spesielt jern. Det er derimot sannsynlig at metallene er bundet til organisk materiale og er lite biotilgjengelig. Hersjøen gir det største bidraget av vann til Risa og fortynning av tilførsel fra sidebekker blir derfor stor. Metallkonsentrasjonen er lav i grunnvannet i området ved Risa, men kan være høy andre steder i nedbørfeltet. Grunnvannets strømming ved Risa er oppadrettet og stabil gjennom året. pH er høy i både grunnvann og overflatekilder. Det er også usikkerhet knyttet til konsentrasjonen av metaller på gjellevev hos død ørret i Risa, som gir grunn til å mistenke at det kan være andre årsaker til fiskedøden enn tidligere antatt.

Abstract

In May 2007, 2015 and 2016, almost the entirety of the brown trout population between Risebru and Dalsdammen, just north of Gardermoen in the border between the municipalities of Ullensaker and Eidsvoll, was found to be dead. No signs pointed towards there being contaminant emissions to the watercourse. Gill tissue analysis was performed on dead or dying fish, revealing precipitation of aluminium, iron and manganese in the gill surface. The episodic fish kill in Risa was believed to be a result of respirational failure caused by precipitation of iron- and manganese oxides on the fish gill surface, possibly combined with other metals, through metal-rich acid water and/or metal-rich anoxic water discharging into the river.

Our main objective has been to map the chemical and physical conditions in both the groundwater and surface water sources in the upper part of the Risa river, in order to discover the causes of the instances of fish kill witnessed in 2007, 2015 and 2016. To this end we have mapped the water chemistry using conductivity-, temperature- and pressure loggers, field measurements and water samples in Risa, Hersjøen and the connected water sources. The area's subsurface and groundwater have been mapped through geophysical investigations, observation wells, particle size distribution and conceptual modelling of the groundwater flow. The question of whether the instances of fish kill in Risa can be partially attributed to climatic conditions, snowmelt or groundwater fluctuations has also been explored.

Further tests are necessary before a definitive conclusion can be reached regarding which underlying causes explain the instances of fish kill in the Risa brown trout population. Several feeder streams in the area display periods of different water quality. Furthermore, multiple nearby ponds contain high concentrations of metals, especially iron. However, it is likely that the metals are bound to organic matter and are therefore much less bioavailable. The lake Hersjøen is the most significant contributor of water to Risa, and as a consequence cause considerable dilution in Risa from feeder streams. The concentration of metals is low in the groundwater within the close vicinity of Risa but can be high in other parts of the catchment. The groundwater flow in the area nearby Risa has an upward direction and is stable throughout the year. Both the groundwater and surface water display high pH levels. Additionally, there is uncertainty surrounding the concentration of metals on the gill tissue of dead brown trout in Risa, raising the possibility that the instances of fish kill might be attributed to other causes than those previously assumed to be most significant.

Innholdsfortegnelse

Forord	ii
Sammendrag	iv
Abstract	vi
Innholdsfortegnelse	viii
1 Innledning	1
1.1 Bakgrunn for oppgaven	1
1.2 Fokus og avgrensninger av oppgaven	3
2 Studieområde	4
2.1 Områdebeskrivelse	4
2.1.1 Historikk og aktivitet i området	10
2.1.2 Berggrunnsgeologi	13
2.1.3 Kwartærgeologi	13
2.1.4 Hydrogeologi og vannbalanse	15
2.1.5 Grunnvannskjemi	19
2.2 Fiskedød, metaller og blandsoner	20
3 Metode	24
3.1 Vannkjemi	29
3.2 Geofysiske undersøkelser	33
3.3 Observasjonsbrønner	37
3.4 Kornfordelingsanalyse	39
3.5 Undersøkelser av klimatiske forhold	41
4 Resultater	47
4.1 Vannkjemi	47
4.2 Resultat av geofysiske undersøkelser	59
4.3 Observasjonsbrønner	66
4.4 Kornfordelingsanalyse og beregning av hydraulisk konduktivitet	69
4.5 Undersøkelser av klimatiske forhold	72
5 Diskusjon	80
6 Konklusjon	96
7 Referanser	97

Liste over vedlegg

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Den 8. mai 2007 ble elven Risa som ligger nordøst for Gardermoen rammet av akutt fiskedød. 25 døde ørreter ble til sammen funnet i Risas øvre del fra Risebru og 1 km videre nedstrøms forbi E6-krysningen. Denne delen av Risa ligger i kommunegrensen mellom Ullensaker og Eidsvoll kommune (*Kommunekart*, u.å.). Ørretene som ble observert i elven var enten døde eller oppførte seg unormalt og viste tegn på respirasjonssvikt. Det ble ikke funnet døde individer av andre fiskearter eller fauna. Elven ble beskrevet som grumsete og det hadde vært mye nedbør dagen før (Haugen, 2007). På grunnlag av fiskens adferd og gjeller som var grå og slimete, ble det utført gjellevevsanalyse hos Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) på 9 individer. Det ble funnet forhøyede verdier av metaller, spesielt aluminium og jern. Det ble derfor konkludert med at fiskedøden skyldtes metallutfellinger på fiskens gjelleoverflate og medfølgende kvelning (Haugen, 2007).

Den 29. mai 2015 ble det igjen oppdaget døde og svimete ørreter i samme del av Risa som i 2007 (Åkerstrøm et al., 2016). Det ble observert at elven ble mer grumsete utover dagen og at det var økt nedbør dagen etter. Totalt ble det samlet inn 47 ørret hvorav 8 individer ble sendt inn for gjellevevsanalyse. Ved innsamling var 5 av de 8 ørretene svimmet, det ble derfor antatt at gjellene på fisken var upåvirket av partikler fra elven. Det ble også tatt vannprøver som viste at det var lite aluminium i Risa og sidebekker. Det ble derfor kun tatt gjellevevsanalyser av jern og mangan som var i forhøyede konsentrasjoner på alle gjeller. Det var høyere konsentrasjoner av jern og mangan i sidebekkene som drenerer fra myrområder og grunnvannskilder. Det ble derfor antatt at metallene strømmet ut fra disse områdene (Åkerstrøm et al., 2016).

Den 8. juni 2016 inntraff en tredje episode av fiskedød i Risa. Det ble dette året funnet død fisk noen kilometer lengre nedstrøms i motsetning til tidligere år. 8 fisk ble i løpet av dagen samlet inn, men ingen videre undersøkelser av gjeller eller vannkjemi ble utført da fiskedøden ble antatt å ha samme årsak som tidligere episoder (Brandlistuen & Dønnum, 2016). Kartlegging av fiskebestanden i Risas øvre del i september 2016 viste at episodene med fiskedød hadde gått hardt utover bestanden med en redusert tetthet fra 0,2 ørret per m² i 2014 til 0,01 ørret per m² (Pedersen et al., 2017a).

Elven Risa befinner seg i et glasifluvialt delta og utgjør utstrømningsområdet for det sentrale grunnvannsmagasinet på Øvre Romerike. Risa har en tilnærmet konstant vannføring gjennom året, og er matet av grunnvann og nedbør som faller direkte i elven/Hersjøen (Jørgensen & Østmo, 1990). Grunnvannet i området preges av prosesser som anriker vannets innhold av spesielt kalsium, men også jern og mangan (Jørgensen et al., 1991). Det er også flere grytehullsjøer som er internasjonalt verneverdige i området (Brandrud, 1995). Grytehullsjøenes vannkjemi varierer med deres beliggenhet i nedbørfeltet, og om de kommuniserer med grunnvannet eller ikke (Erikstad & Halvorsen, 1992). Grunnvannsmagasinet har et verdifullt potensial for vannforsyning, og området er en viktig grus- og arealressurs (Snekkerbakken et al., 2002). Høyt grunnvannstilsig i Risa gir en stabil temperatur i elven gjennom året som gjør at fisk og bunndyr kan vokse også om vinteren (NGU, 2018). Episodene av fiskedød i 2007, 2015 og 2016 rammet ørretbestanden i Risa hardt, og det er et sterkt ønske fra både lokalbefolkningen og kommunen å finne de bakenforliggende årsakene til hvorfor slike episoder inntreffer, slik at ørretbestanden i den populære fiskeelven kan bygges opp og avbøtende tiltak kan iverksettes i fremtiden.

1.2 Fokus og avgrensninger av oppgaven

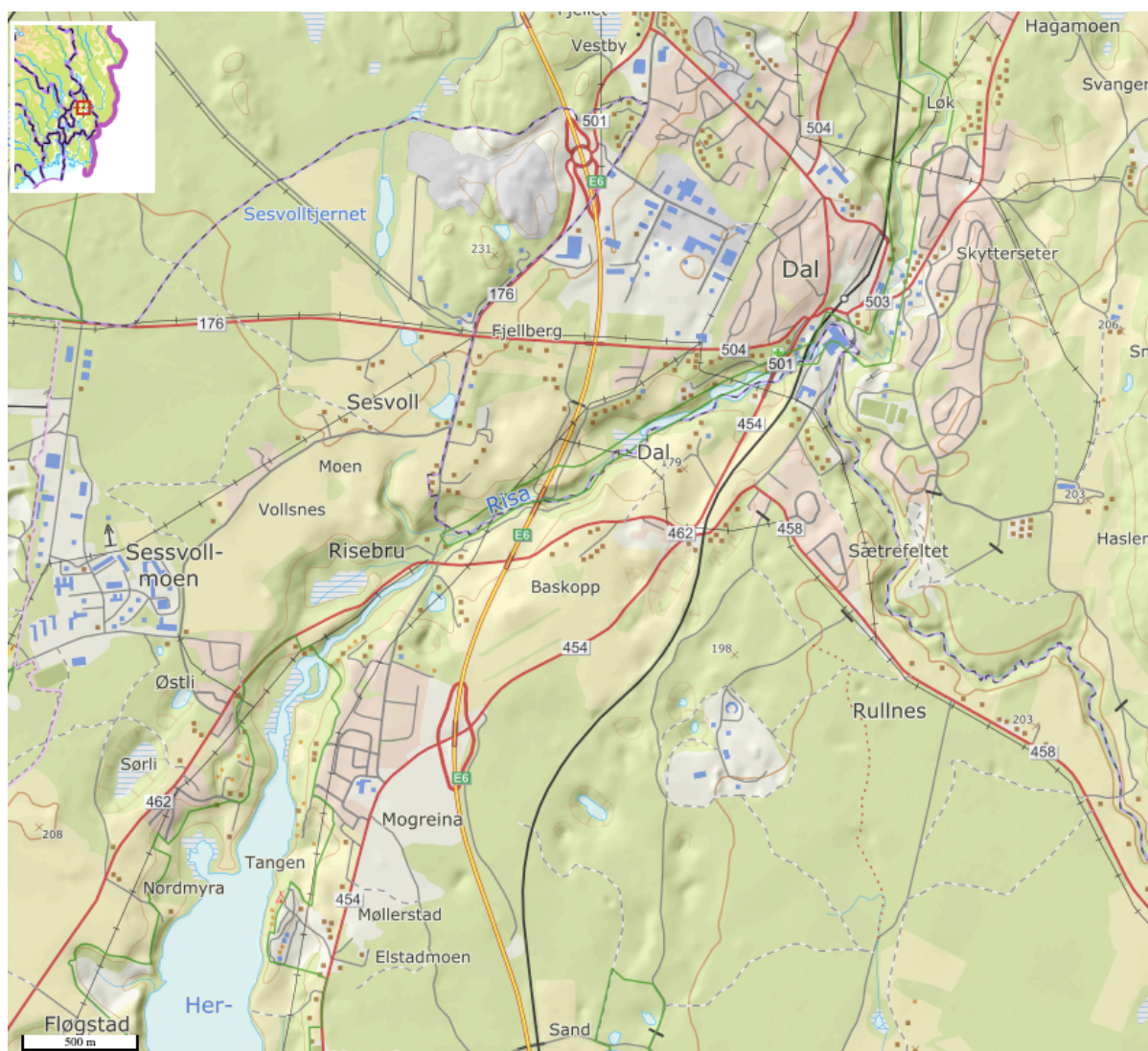
Både Haugen (2007) og Åkerstrøm et al. (2016) konkluderte med at fiskedøden skyldtes metallutfellinger av hovedsakelig jern, men også mangan og aluminium på fiskens gjeller. Årsakene bak er ukjent, men det ble antatt at episodene ble utløst av at surt og/eller anoksisk metallrikt myrvann eller grunnvann blandet seg med elvevannet og skapte en giftig blandsone med ustabil vannkjemi som fisken døde av.

Oppgavens hovedfokus har vært å undersøke de fysiske og kjemiske forholdene lokalt i området ved Risas øvre del, for å se nærmere på hvor de potensielle kildene med høye metallkonsentrasjoner er lokalisert. Det tilstrebes å finne svar på hvorfor fiskedøden skjer episodisk, og om dette skjer i tilknytning til endrede klimaforhold eller andre påvirkende faktorer som kan gi økt dødelighet blant fisken i Risa. Det har blitt utarbeidet følgende hypotese: *Fiskedød av ørret i Risa skyldes en naturlig og episodisk tilførsel av metallrikt grunnvann eller overflatevann.*

2 Studieområde

2.1 Områdebeskrivelse

Studieområdet (Figur 2.1) er i Risas øvre del og ved Risebru, og ligger i kommunegrensen mellom Ullensaker og Eidsvoll kommune i Akershus fylke (*Kommunekart*, u.å.). Risebru er lokalisert omtrent 6 km i luftlinje fra Gardermoen i nordøstlig retning. Feltarbeidet er utført i området nord for Risas øvre del, fra utløpet av Hersjøen til E6 krysser Risa. Ullensaker kommune tilhører vannregionen Glomma/Indre Oslofjord og har tre forskjellige vannområder, disse er Leira–Nitelva, Hurdalvassdraget/Vorma og Øyeren. De tre hoved-vassdragene i kommunen er Leira, Rømua og Risa. Det er flere grytehullsjøer i området og de to største er Hersjøen og Nordbytjern (Ullensaker kommune, 2017). Elven Risa har en lengde på 15,9 km og munner ut i Andelva som ligger i Eidsvoll kommune (NVE, u.å.-b).



Figur 2.1: Oversiktskart over studieområdet (Modifisert fra <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/>).

Risas øvre del og Risebru

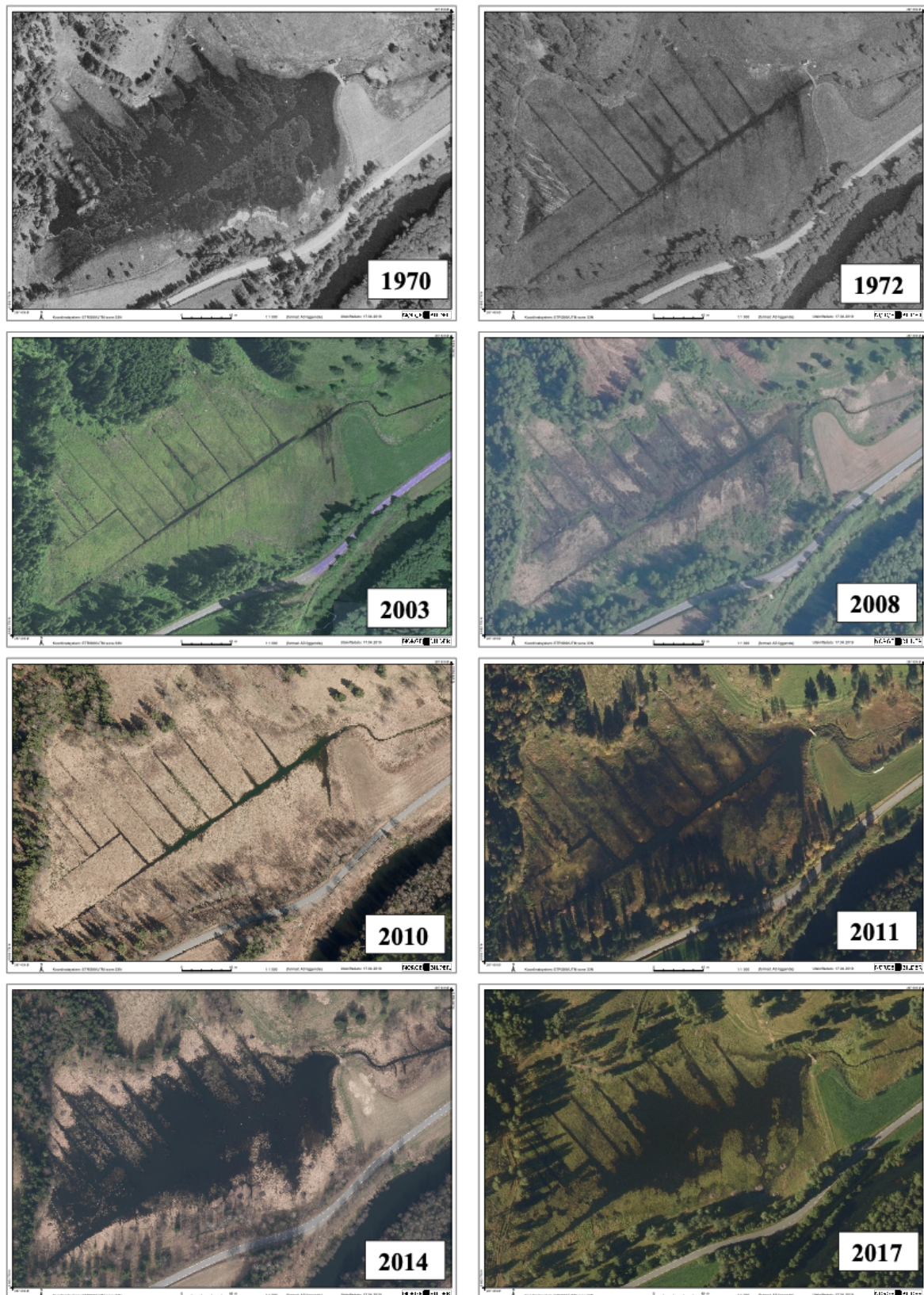
Risebru er en gammel steinbro som markerer overgangen fra Hersjøen til Risa. Rett ved broen er det en kunstig barriere i betong med et stort metallrør som vannet renner gjennom. Det er 1,7 meter i forskjell mellom vannstanden nedstrøms og oppstrøms Risebru (Pedersen et al., 2017b). Risebru fungerer derfor som et vandringshinder for fisk i Risa. I tillegg til den spesielle ørretbestanden i Risa er det også påvist abbor, steinsmett, mort, gjedde og niøye i elven (Pedersen et al., 2015). Risa er en kalkrik elv og er i øvre del klar der elvebunnen består av sand (20 %), grus (20 %) og småstein (60 %). Elvebredden er mellom 3-5 m og har et dyp på ca. 0,5 m. Deler av elvestrengen er preget av tett kantvegetasjon og flere strandkanter og evjer er fredet som følge av fuglelivet (Forskrift om naturfredning, 1954; Lindstrøm & Brettum, 1985). Vannføringen er gjennomsnittlig 0,7-0,8 m³/s og er tilnærmet konstant gjennom året (Jørgensen & Østmo, 1990; Taksdal, 2019). Ca. 500 m nedstrøms Risebru er det bygget bro over Risa der E6 krysser elven. Det ble i den forbindelse gjort avbøtende tiltak ved utgraving av kulper og påfylling av stein i krysningspunktet. Det ble også etablert flere rensebasseng for overvann ved siden av broen (Pedersen et al., 2015). Mellom Risebru og E6 er det flere bekker fra direkte utspring i terrenget som renner inn i Risas øvre del. Risa har en moderat økologisk tilstand, og har et høyt innhold av jernbakterier fra begroing som skyldes jernholdig sand og grus i nedbørfeltet (Lindstrøm & Brettum, 1985; Vann-Nett, u.å.-b).

Hersjøen

Hersjøen er en kalkrik innsjø i Ullensaker kommune og ligger 158 moh. Innsjøen har et areal på 0,64 km² (Vann-Nett, u.å.-a). Innsjøen er 16,8 meter på sitt dypeste med oppholdstid på 2,5 måneder (Rohrlack & Haaland, 2017). Hersjøen er kategorisert som en grytehullsjø og får derfor den største vanntilførselen av grunnvann fra kilder og sandskrånninger rundt innsjøen, og noe fra to tilførselsbekker i sør. Vannstanden er nesten konstant gjennom året (Lindstrøm & Brettum, 1985). Hver sommer får innsjøen en termisk sjiktning som gir anoksiske forhold i bunnvannet (Rohrlack & Haaland, 2017). Innsjøen er opprinnelig mesotrof-oligotrof, men har grunnet påvirkning av gjødseltilskudd en næringsstatus som mesotrof (-svakt eutrof) (Brandrud, 2002). Hersjøen har en rik vannvegetasjon samt en artsrik bunn- og krepsdyrsfauna. Hersjøen er vurdert som internasjonalt verneverdig da den trolig er den mest artsrike Potamogetonsjøen i Sør-Norge (Brandrud, 1995).

Andre vannlokaliteter i studieområdet***Måketjern***

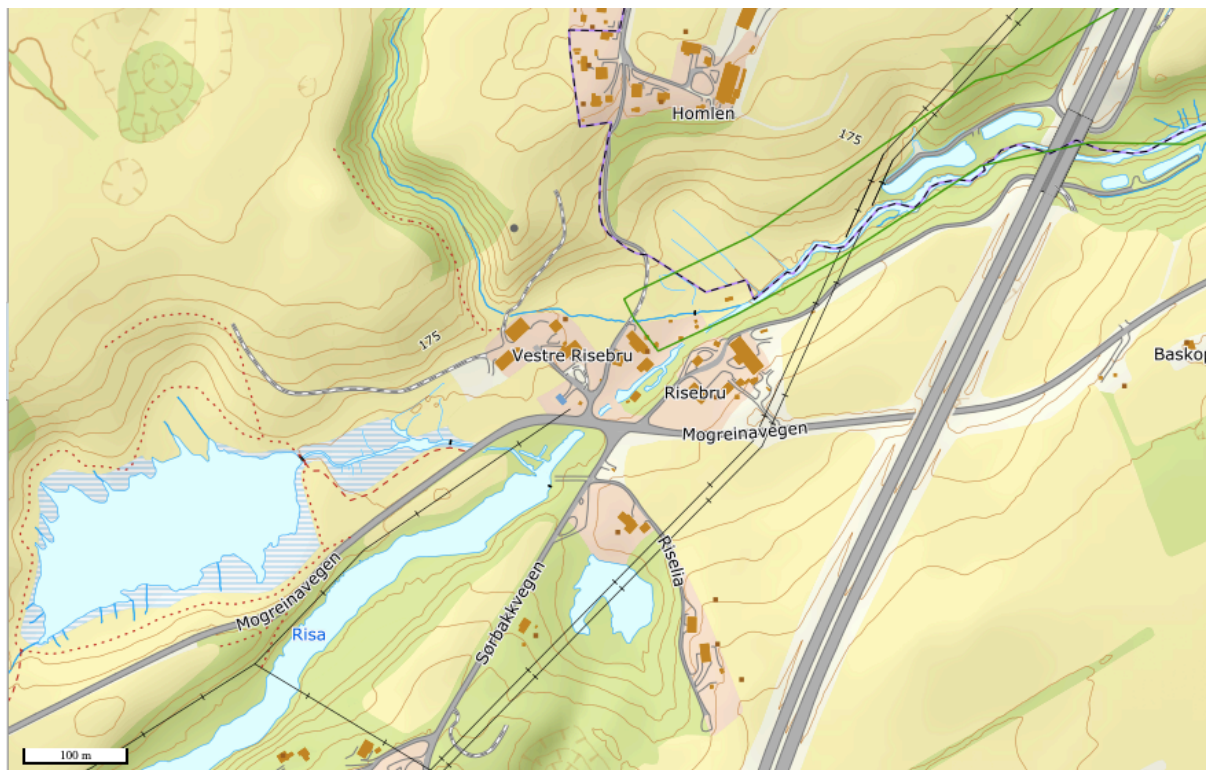
Like nordvest for Risebru er det et våtmarksområde med et areal på om lag 35 000 m² (*Norgeskart*, u.å.). Mengde vann har variert opp igjennom årene (Figur 2.2) og Måketjern (uoffisielt navn) ble grøftet før krigen for utvidelse av beiteområde. Måketjern har senere blitt demmet opp av bever og i tilknytning til fiskeoppdrett (Dybendal & Pedersen, 2018). Tjernet ligger i en naturlig forsenkning i terrenget med flere kildeutspring av grunnvann på nordlig side. Rundt Måketjern går det beitende husdyr om sommeren og store deler av området rundt er blitt avskoget. Nord for Måketjern er det et landbruksareal på om lag 0,5 km² (*Norgeskart*, u.å.). Ved østlig ende er det en utløpsbekk som ender i Hersjøen like oppstrøms Risebru.



Figur 2.2: Oversikt over Måketjernets utvikling fra 1970-2017. Det kan observeres varierende vannstand fra år til år, og Måketjern bærer fortsatt preg av grøftingen som ble gjort før krigen (<https://www.norgebilder.no/>).

Grytehullsjø

Sørvest for Risebru er det en liten grytehullsjø (Figur 2.3) med et areal på omtrent 5000 m² (Norgeskart, u.å.). En utløpsbekk kobler grytehullsjøen med Hersjøen med utløp like oppstrøms Risebru. Bekken ligger delvis under bakken via et rør under veien, og det er som regel liten vannføring i bekken som tidvis er tørr (Pedersen, 2017).



Figur 2.3: Kart som viser grytehullsjøens lokalitet i forhold til Risebru med Måketjern i vest (<https://www.norgeskart.no>).

Sesvolltjernet

Sesvolltjernet er en liten innsjø på 0,02 km² som ligger ca. 1,5 km nord for Risa like ved Dal pukkverk (Norgeskart, u.å.). Et bekkeløp og to dammer forbinder Sesvolltjernet med Risa, hvorav den største dammen er Borgentjern (Figur 2.4). Bekken renner mellom jordbruksarealer og skog før den munner ut i Risa like nedstrøms Risebru. Bekken fører lite vann store deler av året og er tidvis tørr med unntak om våren hvor bekken har økt vannføring (Pedersen, 2017).



Figur 2.4: Kart som viser Sesvølltjernet, dam og Borgentjern som renner ut i Risas øvre del (<https://www.norgeskart.no>).

2.1.1 Historikk og aktivitet i området

Fra Rohrlack og Haaland (2017) er det blitt nevnt mulige grunner for hvorfor det var en forverret vannkvalitet i tidsrommet 1960 til 1990-tallet i Hersjøen:

- Fra ca. 1950 til 1985 driftet Vestlunds fiskeoppdrett med produksjon av settefisk av ørret og regnbueørret samt yngel i Elstaddalen, like sør for Hersjøen.
- Fra 1960 til 1995 ble det produsert lim på Dønnum limfabrikk som lå øst for Hersjøen.
- Før 1980 ble avløpsvann fra Dal/Bjørtomthagen pleiehjem ført til Hersjøen uten behandling. Pleiehjemmet fikk i 1980 tillatelse til å infiltrere avløpsvannet i grunnen før det senere ble koblet på kommunalt avløpsnett.
- Før 1980 til 1990 var det utslipp av kloakk til Hersjøen fra bebyggelsen rundt samt Hersjøen camping.

Risebru var tidligere et knutepunkt med flere industrivirksomheter. I det lokale samfunnet var det sagbruk, mølle, gjestegiveri og brennerianlegg. Bygningene som lå nærmest Risebru var tidligere meieri og butikk, mens Risebru Vestre var fogdegård fra 1826 til 1840. Gjennom Risebru gikk oltidsvegen og Den Trondhjemske Kongeveg (Maartmann, 2015). Steinhvelsbroen som går over Risa er fra 1827 og demningen som var en del av mølledriften er fra 1700-tallet. Demningen var også en del av et sagbruk, vanningsanlegg og inntak til ørret-klekkeri. Restene av demningen som man ser i dag er fra 1880-1890. Det var mølle- og sagbruksdrift fram til 1974-1975 (Pedersen et al., 2017b).

Akershus fylke har landets tredje største jordbruksareal av totalt landareal og produserer mest korn blant alle fylker i Norge (Landbruksdirektoratet, u.å.; Ullensaker kommune, u.å.) Ullensaker kommune er den tredje største kornprodusenten av kommuner i Akershus fylke. Kommunen har et areal på 250 km² hvor 83 km² er fulldyrket jord (Ullensaker kommune, u.å.). På Østlandet har det vært en økende trend i fosfor- og nitrogentap. På Romerike har det spesielt vært en trend i økende tap av nitrogen. Avrenningen er også gjeldende for plantevernmidler, spesielt for ugressmidler samt soppmidler, hvor bruken har økt de siste årene. Fosfortapet er stort i mai måned på grunn av mye avrenning etter såing/gjødsling. Økt jordtap kan fremkomme som et resultat av økt høstpløying og høstharving (Bechmann et al., 2017).

Dal Pukkverk er lokalisert nord for Risa ved Sesvolltjernet. Anlegget ble startet i 1994 og bryter ned gneis og granitt med innslag av mørke bergarter (Feiring Bruk AS, u.å.). Uttaksmetoden er ved sprengning, pukking og knusing. Det tas ut mellom 150 000 til 200 000 tonn i gjennomsnitt per år. Det ble i 2009 vedtatt å utvide pukkverket med 0,4 km² i nordlig retning som en tredje etappe med mulig drift i 20 år (Grindaker, 2018).

Furuseth AS er et slakteri lokalisert på Dal i Ullensaker. Slakteriet er det største privateide slakteriet på Østlandet og ble etablert i 1905. Det ble bygget nytt slakteri på Dal i 1986. Slakteriet har senere blitt utvidet i 1995 og 2010 (Furuseth AS, u.å.).

Øvre Romerike Avfallsselskap (ØRAS) ligger øst i nedbørfeltet til Risa. Avfallsselskapet har vært i drift på Dal siden 1980-tallet og sorterer det meste av avfall (Lundem, 2017). Fra 1998 har det blitt sortert ut matavfall og produsert flere jordprodukter (ØRAS, 2018). Fra ØRAS sin årsrapport for 2017 står det at alt sigevann fra deponier, kompostanlegg og sorteringsflater renses i et renseanlegg. Der renses vannet biologisk før det blir infiltrert i laguner. Videre står det at renseanlegget er underdimensjonert og at det i flere år har vært for mye vann i renseanlegget på grunn av økt nedbør. Vannmengden i 2017 var 28,5 % over dimensjonert kapasitet, mens vannmengden i 2016 var 30 % over dimensjonert kapasitet (ØRAS, 2017). For 2015 var vannmengden gjennom sigevannsanlegget 50 % over dimensjonert kapasitet. Dette resulterer i en dårligere renseeffekt. Det tas årlig fire prøver av totalt 7 grunnvannsbrønner ved Dal miljøstasjon. Det er nevnt at brønn 1 er tydelig påvirket av sigevannet (ØRAS, 2016). Fra Tabell A.1 og A.2 i vedlegg A er det inkludert hvor stor renseeffekt anlegget hadde med henhold til ammonium i 2016 og 2017 for april, juli, oktober og desember, hvor målinger av ammoniumkonsentrasjoner for innløp og infiltrasjonslagune er sammenlignet (ØRAS, 2016; ØRAS, 2017). ØRAS skriver videre at de er i gang med utbedringer for sigevannsløsningen med planlagt oppstart tidlig i 2018 (ØRAS, 2017).

Trandum ble etablert som militær øvingsplass i 1914. I 1950-årene ble leiren modernisert og utvidet. Leien ble nedlagt på slutten av 1990-tallet da hovedflyplassen på Gardermoen ble utvidet. Trandum fungerte fra 1998-2000 som ordinært asylmottak før det ble ombygd til en interneringsleir i 2003-2004 (Hammer, 2011). Trandum er lokalisert omtrent 3,6 km i sørvestlig

retning fra Risebru. På Trandum har det vært flere hendelser relatert til forurensing av grunnvann. Det har blant annet vært utslipp av hydrokarboner samt uorganiske forbindelser fra Trandum fyllplass. Norges geologiske undersøkelse gjorde feltarbeid i 1991 etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn om å undersøke fyllplass samt vaskeplass for kjøretøy. Kjemiske analyser viste forhøyde konsentrasjoner av sulfat, mangan og jern i overflatevannet i sørenden av Transjøen. Det ble ikke oppdaget forurensing fra sedimentene under vaskeplassen, men det ble påvist forhøyede konsentrasjoner av bly, sink og kobber i området brukt som skytebane, i tillegg til relativt høye konsentrasjoner av nitrat (Misund & Sæther, 1991). Den 12. oktober 1990 skjedde det en lekkasje av 20.000 liter fyringsolje i Trandum militærleir. Norges geologiske undersøkelse fant ut at 940 m³ jord var forurenset av mineralolje. Det ble tatt grunnvannsprøver som viste at det var 1,6 mg/l totalt hydrokarboninnhold i grunnvannet fra forurensningsområdet. Grunnvannsprøver tatt utenfor forurensningsområdet hadde tilsvarende verdier, noe som kan indikere tidligere utslipp eller forurensing fra nedgravde tanker (Storrø, 1990).

Sessvollmoen militærleir ble etablert i 1955, og var opprinnelig et skyte- og øvingsfelt som senere ble bygget om til militærleir (Forsvarsbygg, 2017). Leiren befinner seg omtrent 1 km nordvest for Risebru og er fortsatt i drift. I desember 1990 lakk 10.000 liter fyringsolje ut av et tankanlegg i militærleiren. Undersøkelser gjort av Banks (1991) fant at oljeinnholdet i utslippet trolig var mindre enn retensjonskapasiteten til massene, slik at faren for stor oljenedtrengning til grunnvannet var liten. En pumpebrønn ble installert ca. 6 m fra lekkasjeområdet med hensikt om å samle opp olje som kunne sige ned til grunnvannet.

Deler av Oslo lufthavn ligger i nedbørfeltet til Risa. Oslo lufthavn ble åpnet i 1998 og hadde 24,6 millioner reisende i 2015 (Avinor, u.å.-a). I følge Tønnesen et al. (2016), ble det beregnet at NO_x-nivået i et modellområde på 9×12 km rundt Oslo lufthavn tilsvarer samme nivå som for middels store byområder i Norge. Videre ble det konkludert med at propylenglykol har størst effekt på overflatespenning på ferskvann, og ikke sot eller NO_x-utslipp fra flyene. Det står også at den største andelen av utslipp foregår på bakken fra trafikk og bakkeoperasjoner, samt at 90 % av trafikken på E6 er tilknyttet lufthavnen. E6 tilknyttet lufthavnen krysser og går langs Risa. Propylenglykol brukes som avisingsmiddel ved Oslo lufthavn, mens kaliumformiat brukes som avisingsmiddel på rullebanen. Ca. 80 % av Propylenglykol blir samlet opp, 10 % følger flyene

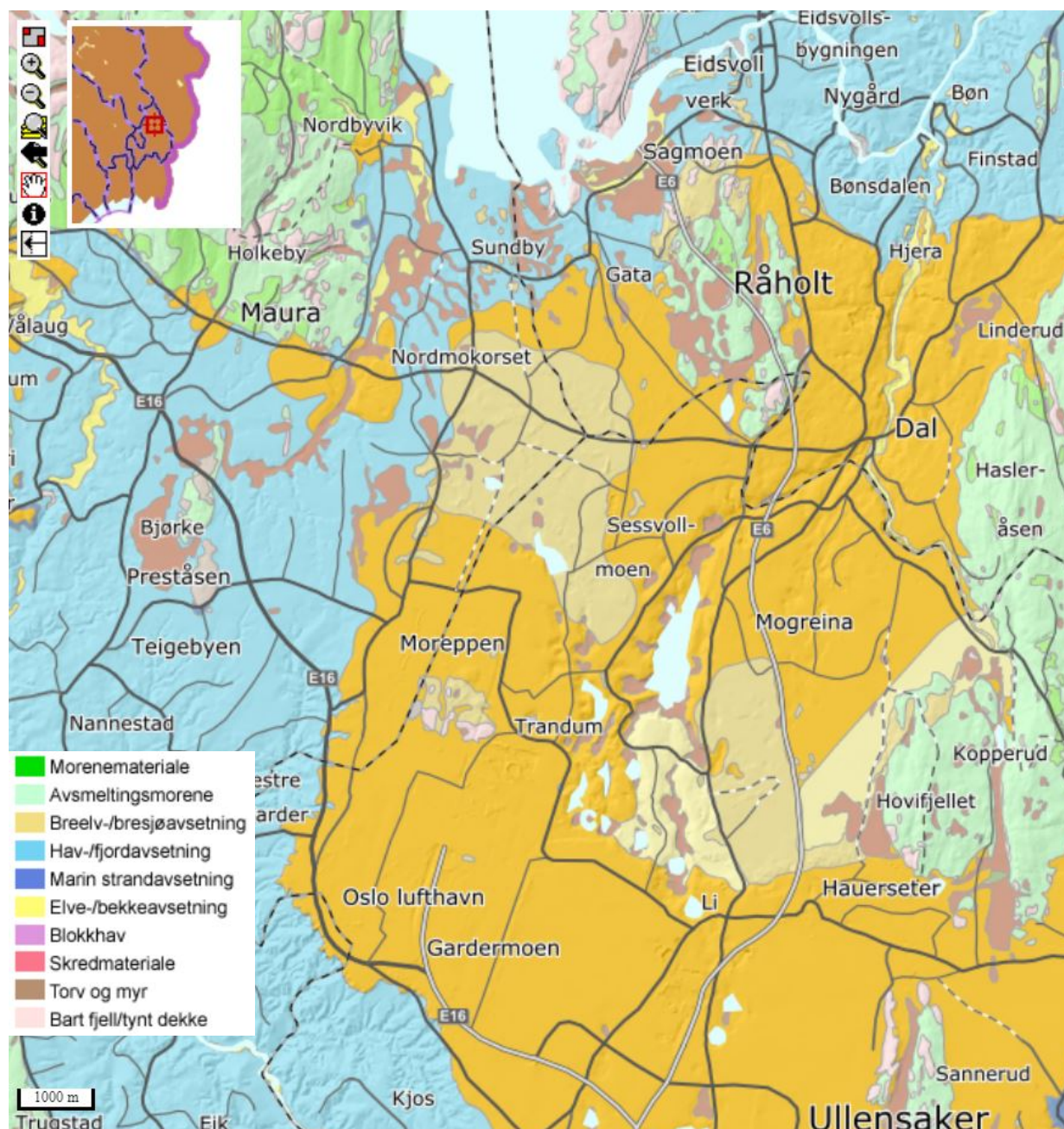
og 10 % havner på grøntområdene, mens alt kaliumformatet infiltrerer i grunnen (Øvstedal & Wejden, 2007). Acetat ble tidligere brukt som avisningsmiddel (Skrutvold et al., 2019). Mikroorganismer bryter ned avisningskjemikaliene i grunnen langs rullebanen slik at det ikke når ned til grunnvannet. For at mikroorganismene skal klare å bryte ned avisningskjemikaliene må de ha tilgang på oksygen. I områder hvor det er lite oksygen er det etablert et anlegg som lufter grunnen og grunnvannet (Avinor, u.å.-b).

2.1.2 Berggrunnsgeologi

Berggrunnskartet til NGU viser at grunnfjellet i nedbørfeltet til Risa består av øyegneis, granitt og foliert granitt (NGU, u.å.-a). Bergartene er en del av det sørøstlige prekambriske grunnfjellet som grenser til Oslo-regionen i vest og sparagmitt-regionen i nord (Ofte dahl, 1981). Bergartene ble dannet for mellom 1700-900 millioner år siden i Proterozoikum (Ramberg et al., 2006). Det sørøstnorske grunnfjellet er i hovedsak et gneiskompleks, hvor man på Romerike finner grå gneis og metatonalitt som ble dannet for mellom 1600 og 1000 millioner år siden. Dette gneiskomplekset grenser til to mylonittsoner i nord og sør som trolig ble dannet av kontinentalkollisjoner (Ofte dahl, 1981).

2.1.3 Kvartærgeologi

Kvartærgeologien i området er sterkt knyttet til isavsmeltingen etter siste istid som foregikk fra eldste dryas til yngre dryas (18 000 til 12 800 år siden). Selve isavsmeltingen var størst i preboreal da temperaturen økte, hvor Romerike ble isfritt i løpet av 400 år (Sørensen, 1996). Den glasiale aktiviteten har ført til at nedbørfeltet til Risa er omringet av marine avsetninger og morenemateriale i nord og øst, hvor selve nedbørfeltet domineres av glasifluviale avsetninger. I nedbørfeltet er det også mindre områder med eoliske avsetninger sør og nordvest for Hersjøen, samt glasilakustrine avsetninger sør for Hersjøen. Torv og myrområdene er i hovedsak sentrert rundt nedbørfeltets overflatevann, se Figur 2.5 (NGU, u.å.-e).



Figur 2.5 Kvartærgeologisk kart over Øvre Romerike. Hersjøen ligger like nordøst for Oslo lufthavn, mens Risa renner fra Hersjøen mot Dal (<http://geo.ngu.no/kart/losmasse/>).

Israndavsetninger er glasiale eller glasifluviale avsetninger som avsettes like ved brefronten (NGU, 2016). De glasifluviale avsetningene danner isranddeltaer, mens de glasiale avsetningene ofte danner endemorener (Mæhlum, 2018). Israndlinjene er et resultat av klimatiske variasjoner og kan observeres som ryggformer i terrenget (Dahl, 1989). Israndavsetningene på Romerike ligger i en serie, avsatt på Berger, Jessheim, Hauer seter, Dal og Minnesund. Disse skiller seg fra eldre trinn ved at de ikke inneholder morenerygger og

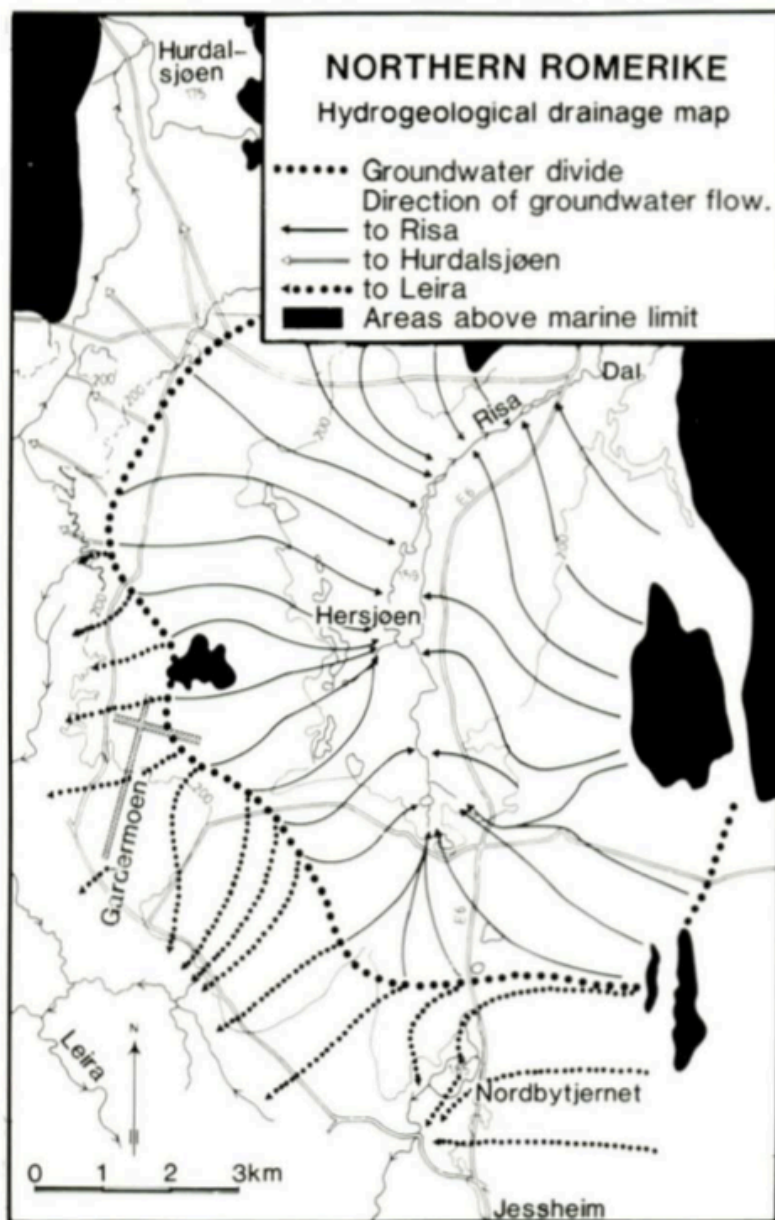
morenemateriale. På Hauer seter og Minnesund er israndavsetningene i form av brefrontdeltaer, hvor man har sandur på toppen (Ramberg et al., 2006). Sanduren vil være nærmest horisontal og representerer havnivået på den tiden isranddeltaet ble avsatt (Nesje & Veldman, 2015). De groveste fraksjonene avsettes like ved brefronten, gjerne i en vifteform med topplag, skrålag og bunnlag (Jørgensen et al., 1997). Materialets kornstørrelse varierer i stor grad, spesielt ved den brenære siden av deltaet. Finere sand ble avsatt lenger ut som slake bunnlag, mens avsetninger med de minste kornstørrelsene ble ført ut i sjøen og avsatt som marin leire og silt (Nesje & Veldman, 2015).

Hauer seter-deltaet på Romerike ligger omtrent 5,5 km i luftlinje fra Risebru og er Norges største marine isranddelta. I forbindelse med dannelsen av isranddeltaet har det vært høy smeltevannsføring (Tuttle et al., 1995), hvor det i området har vært store smeltevannselver som har avsatt mektige lag av glasifluviale avsetninger (Ramberg et al., 2006). Dødisblokker ble avsatt nord for Hauer seter-deltaet ettersom breen trakk seg videre tilbake. Sand ble avsatt rundt dødisblokkene da brefronten var ved Dal, slik at det ble dannet flere verneverdige grytehullsjøer på Romerike (Brandrud, 1995). Umiddelbart etter at isen hadde trukket seg tilbake ble det avsatt vindavsetninger oppå breelavsetningene av breens fallvind (Jørgensen et al., 1994). Under de glasifluviale sand- og grusavsetningene på Øvre Romerike er det siltig glasimarine avsetninger (Jørgensen & Østmo, 1990). Marine avsetninger ble avsatt over store deler av Østlandet ettersom havet fulgte etter isen (Dahl, 1989).

2.1.4 Hydrogeologi og vannbalanse

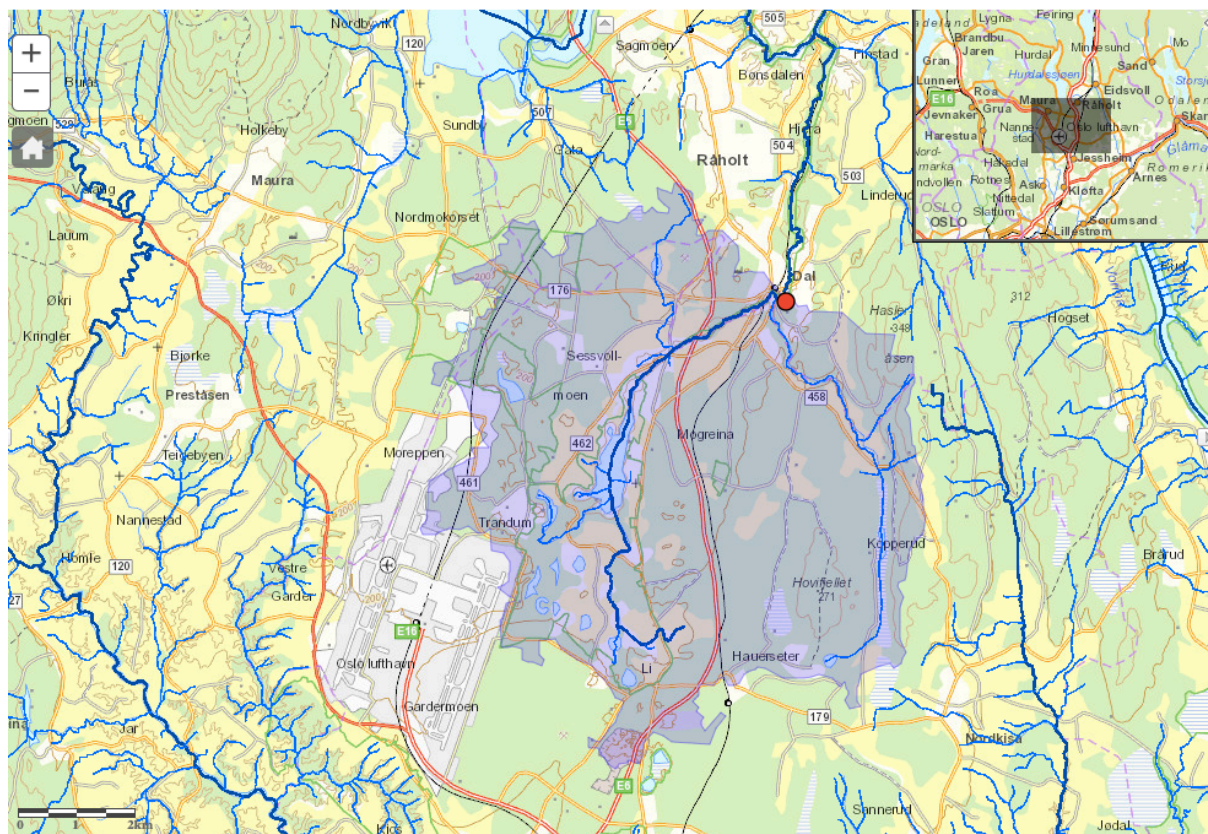
Grunnvannsmagasinet på Øvre Romerike

Grunnvannsmagasinet på Øvre Romerike er et selvmatende og åpent grunnvannsmagasin som kun får grunnvannsfornyelse fra nedbør (Åstebøl, 2000). Dybde til grunnvannsspeilet varierer mellom 1 og 30 m (Jørgensen & Østmo, 1990). Grunnvannsskillet har en sirkulær form der det sentrale magasinet drenerer til Hersjøen og Risa, mens det ytre magasinet drenerer til Hurdalssjøen eller Leira (Figur 2.5) (Jørgensen & Østmo, 1990; Åstebøl, 2000).



Figur 2.5: Grunnvannets strømning på Øvre Romerike (Østmo, 1976) referert i Jørgensen og Østmo (1990).

Ifølge Jørgensen og Østmo (1990) er nedbørfeltet til Hersjøen og Risa 55,1 km² hvor avstanden fra grunnvannsskillet til innsjøen/elven er fra 2,5-4 km. I tillegg har det skjedd flere menneskeskapte endringer i området, både utbygging av Oslo lufthavn sørvest for Hersjøen, jernbanetrase langs grunnvannsskillet i vest og utvidelse av E6 øst for Hersjøen som kan ha endret det opprinnelige strømningsmønsteret. Generering av nedbørfeltet til Risa ved Dal ved bruk av NVEs karttjeneste NEVINA (Nedbørfelt- og vannføringsindeksanalyse) viser imidlertid et nedbørfeltareal på 55,4 km² (Figur 2.6) uten store endringer i grunnvannsskillets grenser (NVE, u.å.-a).



Figur 2.6: Generert nedbørfelt av Risa og Hersjøen frem til Dal. Areal = 55,4 km² (<http://nevina.nve.no>).

Hydrologisk budsjett og vannbalanse

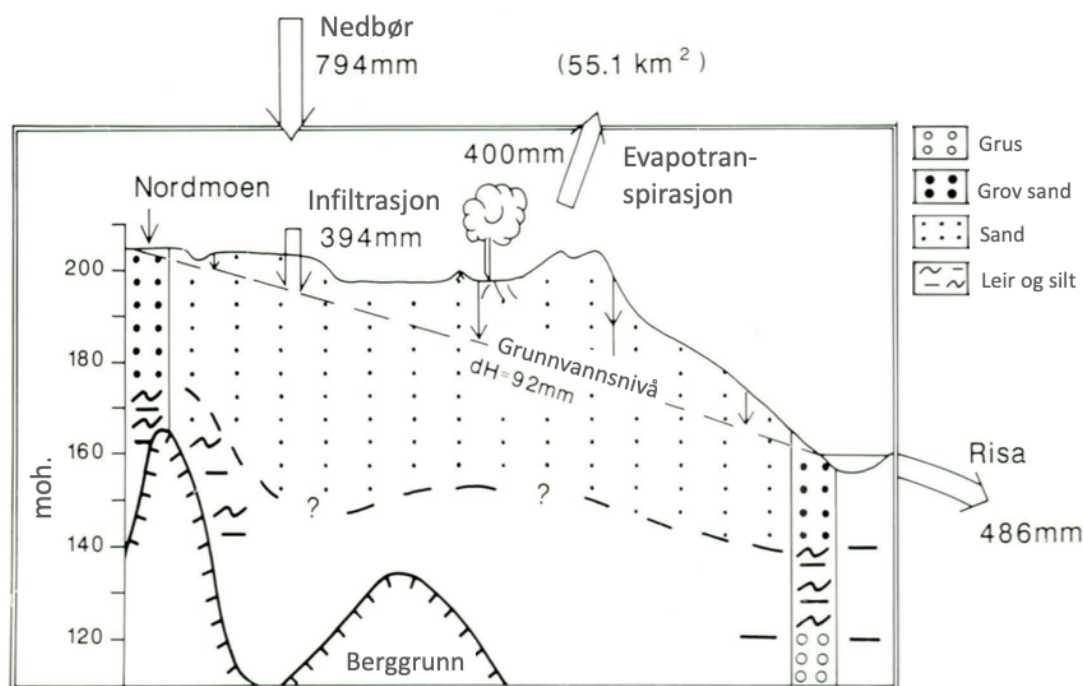
Jørgensen og Østmo (1990) beregnet det hydrologiske budsjettet til grunnvannsmagasinet på Øvre Romerike ved ligningen:

$$P = E + Q + D + \Delta S \quad (\text{formel 2.1})$$

Der P er nedbør, E er evapotranspirasjon, Q og D utgjør den totale avrenningen ut av nedbørfeltet og ΔS er endringen i magasinert vann.

Ut fra nedbør-, vannføring-, temperatur- og snødybde data samlet inn fra 1965 til 1974 ble det laget en hydrologisk modell for området (Figur 2.7). Løsmassene i området har høy infiltrasjonskapasitet slik at overflateavrenningen er enten svært lav eller ikke-eksisterende,

selv under snøsmeltingsperioden. Gjennomsnittlig årsnedbør (P) for perioden var 794 mm og kom som regn, eller som snø i vintermånedene. Avrenningen ut av magasinet til utstrømningsområdene Hersjøen og Risa (Q og D) ble beregnet til å være $0,85 \text{ m}^3/\text{s}$. Hersjøen og Risa får tilførsel hovedsakelig fra grunnvann eller fra nedbør som faller direkte i innsjøen/elven, og vannføringen er tilnærmet konstant gjennom året. Med en beregnet evapotranspirasjon (E) på 400 mm, vil derfor mengden vann som perkolerer ned til grunnvannet være på 394 mm, det vil si at 50 % av nedbøren går tapt via evapotranspirasjon. Det ble også funnet at 60 % av grunnvannsfornyelsen skjedde i løpet av snøsmeltingsperioden i april/mai. I denne perioden er også transporten gjennom den umettede sonen høyest. I den mettede sonen har grunnvannet en gjennomsnittlig oppholdstid på 30 år hvor den gjennomsnittlige hydrauliske konduktiviteten er på 0,1-0,2 m/dag (Jørgensen & Østmo, 1990).



Figur 2.7: Hydrologisk modell for Øvre Romerike som viser gjennomsnittet for perioden 1965-1974 (Modifisert fra Jørgensen og Østmo (1990)).

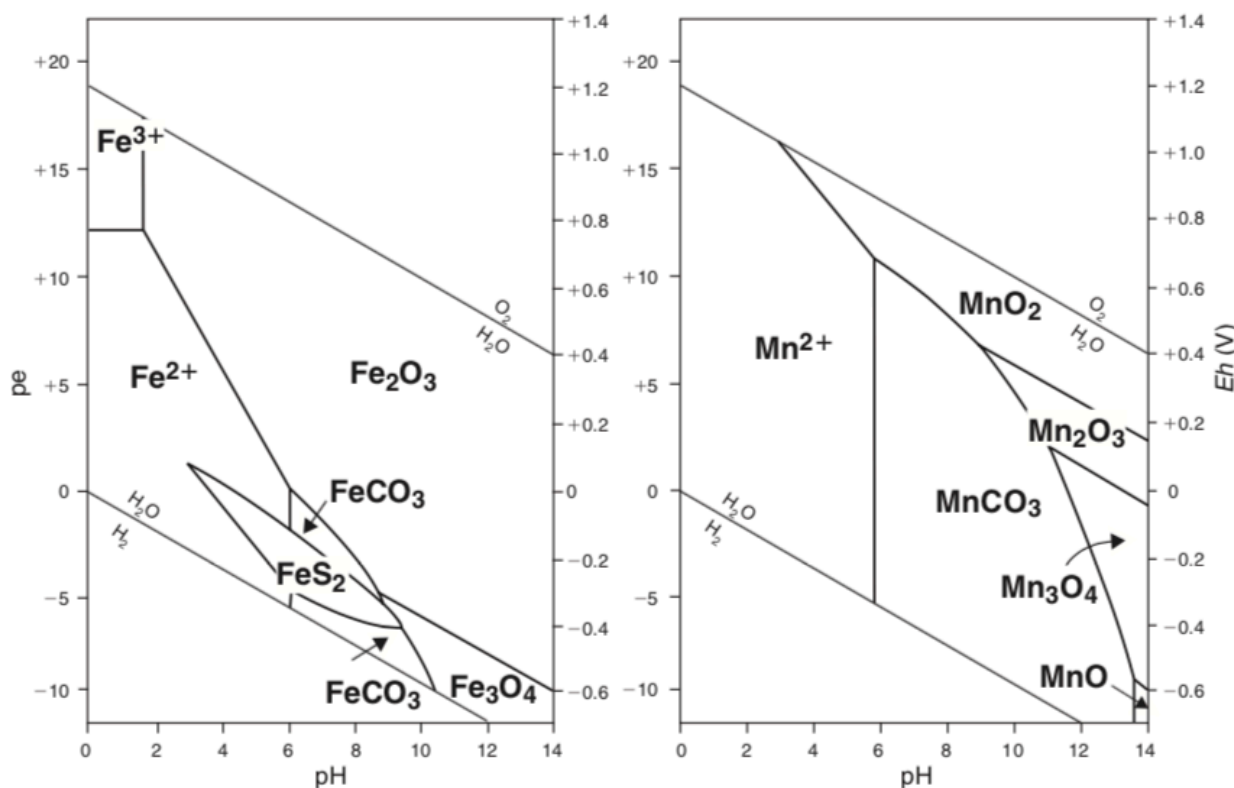
2.1.5 Grunnvannskjemi

De viktigste kjemiske prosessene som grunnvannet i nedbørfeltet til Risa gjennomgår er oksidering av sulfider og utfelling av hydroksider, biologisk opptak av nitrogen og andre næringsstoffer, utlekking av sjøvann fra dype sedimenter, dannelse av CO₂ og forvitring av karbonater og silikater. Sulfatkilden er et resultat av pyritforvitring, hvor sulfatet vil reduseres til sulfid i innsjøer hvor man har anoksisk bunnvann. Konsentrasjonen av klorid kan gi en pekepinn på om det er rester av gammelt sjøvann i grunnvannet fra marine avsetninger (Jørgensen et al., 1991). Forhøyet konsentrasjon av klorid i grunt grunnvann kan stamme fra jordbruk, husdyr og gjødsel. Store mengder kalium og nitrat kan også være et tegn på forurensing fra jordbruk (Englund, 1983). Oksidasjon av pyritt danner sulfat, svovelsyre og jernhydroksider. Reaksjonen foregår i flere trinn der toverdig jern vil oksidere og tilslutt danne uløselige jernhydroksider (Brattli, 2009). Mengden oppløst oksygen reduseres ettersom pyritt oksideres, samtidig som protoner frigjøres som videre forvitrer kalsitt og silikater. Det er i hovedsak lav-Mg-kalsitt som oppløses fra skjellfragmenter i løsmassene som også inneholder pyritt. Kalsitt forvitrer ved at det reagerer med vann, hydrogenioner og karbonsyre. Produktet er kalsium, bikarbonat og hydroksider som hever pH når kalsitt reagerer med vann (Jørgensen et al., 1991). En økning av bikarbonat i grunnvannet kan tyde på en korresponderende økning av pH (Englund, 1983). Ionestyrken i Risa er høy, noe som tyder på at grunnvannet har strømmet i kalsittbærende sedimenter (Jørgensen et al., 1991). Grunnvann som strømmer ut av et utstrømningsområde kan være mettet på kalsitt (Hongve & Løvstad, 1991). Oppløsningen av kalsitt øker innholdet av kalsium og bikarbonat i grunnvannet og dermed i Risa (Jørgensen et al., 1991). Bikarbonat vil også dannes når organisk materiale brytes ned og når silikater forvitrer (Appelo & Postma, 2005; Englund, 1983). Forvitringen av silikater vil i de fleste tilfeller øke pH og forbruke syre, samtidig som kationer og silisium tilføres grunnvannet (Appelo & Postma, 2005). Forvitringen av silikater går derimot sakte, slik at endringer i vannkjemien knyttet til silikatforvitring vil være gradvis (Appelo & Postma, 2005). I sedimentene på Romerike er det generelt mest av kvarts, kalifeltspat og muskovitt som utgjør over 80 % av silikatmineralene (Jørgensen et al., 1991). Disse silikatmineralene er de mest motstandsdyktige mot forvitring (Appelo & Postma, 2005). Lavere konsentrasjoner av ioner og oppløste stoffer vil være i grunnvann som har hatt kort oppholdstid i grunnen (Englund, 1983).

2.2 Fiskedød, metaller og blandsoner

Jern og mangan

Jern og mangan er metaller som er relativt vanlige å finne i grunnvann. Jern og mangan er metaller som opptrer i naturen i ulike tilstandsformer som er både avhengig av pH og reduksjons- og oksidasjonstilstanden i vann. Redoks-diagrammer er nyttige for å kunne gi et oversiktsbilde over hvilke stabile former metallene har ved ulike pH- og redokstilstander. Jern og mangan oppfører seg relativt likt i vandige miljøer der begge danner oksider og hydroksider når det er tilgang på oksygen (positiv Eh). De er også avhengig av syre-basetilstanden i vannet. Løseligheten til oksidert jern (Fe^{3+}) er lav i vann med pH mellom 3-11 og utfelles raskt. Fe^{2+} og Mn^{2+} -ioner dominerer i reduserende miljøer som i grunnvann med lite oksygen, men kan felles ut om pH blir høy. Figur 2.8 viser stabilitetsdiagrammer for jern og mangan (Appelo & Postma, 2005; Brattli, 2009).



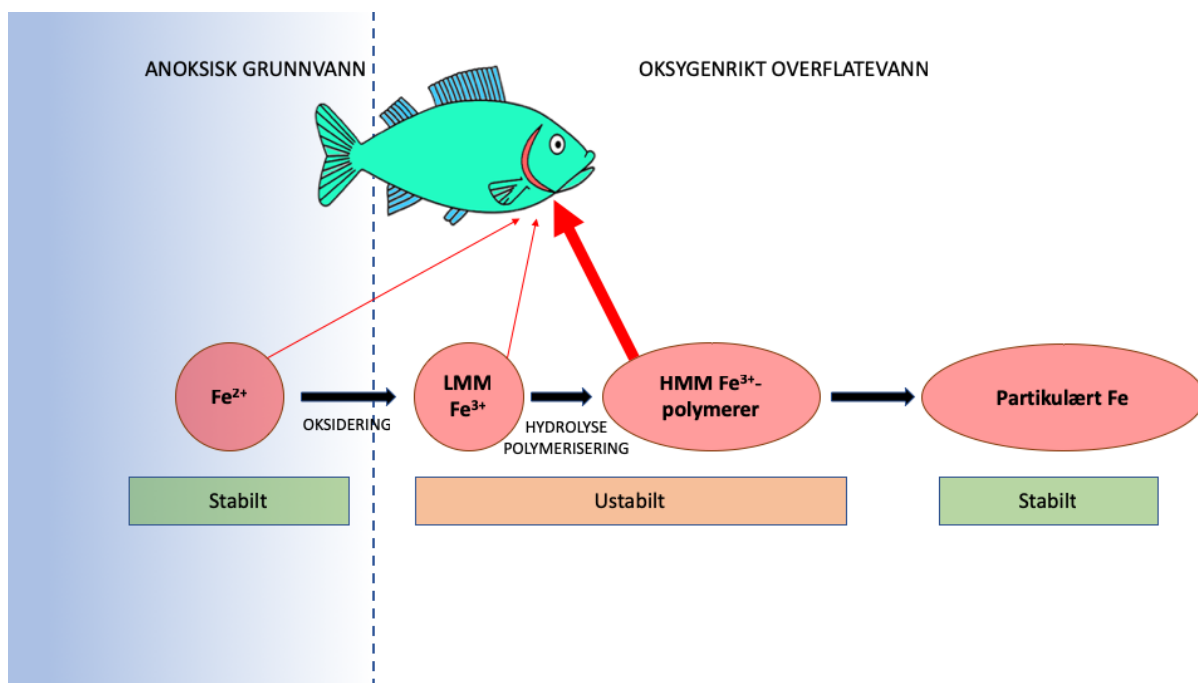
Figur 2.8: Stabilitet av jern og mangan som funksjon av Eh og pH ved 25 °C, svovelinnhold: 10^{-6} og $\text{TIC} = 10^0 \text{ M}$ (Krauskopf (1979), referert og modifisert i Appelo og Postma (2005)).

Jern og mangan utgjøre stor skade om det akkumuleres og fester seg på fiskens gjellevev. Dette har vist å hindre oksygenopptaket og føre til kvelningsdød av ørret (Nyberg et al., 1995; Teien et al., 2008). Forstørrede gjeller med okerfarget pigment kan ofte observeres hos fisk med

betydelig jernakkumulering på gjellene (Peuranen et al., 1994; Slaninova et al., 2014; Vuorinen et al., 1998). En akutt fiskedød vil oftest skje i forbindelse med at vannmasser med ulike vannkjemi blandes slik at man får en ustabil og giftig blandsone, mens en kronisk utfelling selv i små konsentrasjoner også kan skade fisk ved at det kan gi kronisk gjellebetennelse (Rosseland, 1999; Teien et al., 2008). Under ugunstige forhold er det sett at jernkonsentrasjoner på 500 µg/l kan være toksisk for fisk (Rosseland, 1999).

Blandsoner

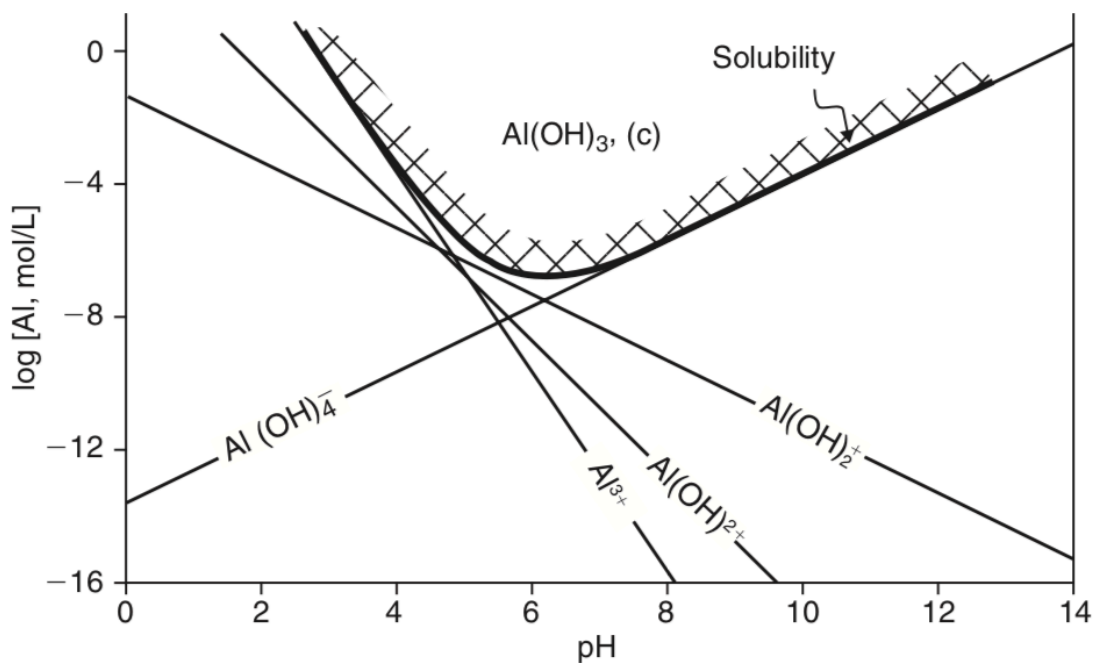
Når vann med høyt innhold av reduserte jern- og manganioner, for eksempel i anoksisk grunnvann eller myrvann, strømmer ut i overflatevann rikt på oksygen kan en slik ustabil blandsone oppstå (Figur 2.9). Det er i tidsrommet fra redusert jern (Fe^{2+}) oksiderer til lavmolekylært treverdig jern (LMM Fe^{3+}) som deretter hydrolyserer og polymeriserer til høymolekylære Fe^{3+} -polymerer hvor akkumuleringen på fiskens gjeller er størst og kan gjøre mest skade. pH og temperatur er med på å bestemme hvor raskt reaksjonene vil skje, og om oksygenfattig og surt vann blandes med oksygenrikt vann med høy pH, vil oksideringen skje raskt (Rosseland, 1999; Teien et al., 2008). Om vannet har et høyt innhold av løst organisk materiale kan jern bindes i kompleksbindinger og med dette redusere toksisiteten (Peuranen et al., 1994). Etter en tid vil jernet utfelles som stabile oksider/hydroksider i vannet og foreligge i partikulær form som er lite toksisk for fisk (Teien et al., 2008).



Figur 2.9: Illustrativ fremstilling av en ustabil blandsones der anoksisk grunnvann blandes med oksygenrikt overflatevann. Redusert jern oksideres til lavmolekylært jern med påfølgende polymerisering før det dannes stabile jern-oksider/hydroksider. Røde piler indikerer akkumulering på fiskens gjeller og er høyest når jernet er i en ustabil polymeriseringstilstand. Modifisert fra Teien et al. (2008).

Aluminium

Aluminium kan også akkumuleres på gjeller hos fisk og føre til fiskedød i vassdrag. Ofte vil aluminium, jern og mangan akkumuleres samtidig på fiskens gjeller i vassdrag som får sure episoder med høy konsentrasjon av mobile aluminium-, jern- og manganioner (Borg, 1986; Nyberg et al., 1995). De ulike tilstandsformene til aluminium i vann avhenger i stor grad av pH (Figur 2.10). Løseligheten til aluminium er lav i området pH 5-10 og minst ved nøytral pH. Ved lav pH dominerer Al^{3+} , mens ved høy pH dominerer aluminat, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ (Appelo & Postma, 2005). Om surt vann blandes med vann med høy pH, vil det oppstå en blandsones med ustabil aluminiumkjemi. I det pH øker vil aluminium felles ut av løsning, og kationiske Al-polymerer kan bindes og akkumuleres på fiskens negativt ladde gjeller. Dette kan skje raskt og særlig ved høy temperatur (Rosseland, 1999). Om vannet inneholder organisk materiale vil dette kunne binde aluminiumet og vil dermed bli mindre tilgjengelig og lite toksisk for fisk (Rosseland, 1999; Witters et al., 1990).



Figur 2.10: Løseligheten av totalt løst aluminium i likevekt med gibbsitt ($\text{Al}(\text{OH})_3$) og Al -hydroksider som funksjon av pH (Appelo & Postma, 2005).

I Norge har det skjedd flere akutte episoder med fiskedød knyttet til utfelling av metaller på gjeller. På sensommeren i 2006 ble det observert massiv fiskedød av ørret i Moelva i Lillesand. Det ble tatt vannprøver som viste mye uorganisk aluminium og høye sulfatkonsentrasjoner i elva. Det ble målt en pH på 4,5 i elven som var blitt senket med to enheter grunnet avrenning av svovelsyre, etter utsprenning av sulfidholdig berggrunn i området. Dette endret vannkjemien kraftig hvor en ustabil blandsone oppsto der jern og aluminium akkumulerte på fiskens gjeller til dødelige nivåer. Død ørret ble analysert for metallkonsentrasjon på gjeller og det ble funnet en gjennomsnittlig gjellekonsentrasjon på rett under $2000 \mu\text{g Al/g}$ gjellevev og rett over $1000 \mu\text{g Fe/g}$ gjellevev (Hindar & Iversen, 2006).

I Kleivsbekken i Kvinesdal kommune var det akutt fiskedød av ørret i 2005. Den antatte årsaken for fiskedøden var et utslipp av en herdekjemikalie som inneholder store mengder aluminium og sulfat, og har en pH på 2-3 i løsning. Det ble funnet dødelige nivåer av aluminium og jern på gjellene hos død fisk, mellom $1500\text{-}7000 \mu\text{g Al/g}$ gjellevev og $500\text{-}3300 \mu\text{g Fe/g}$ gjellevev. De høye konsentrasjonene av jern var sannsynlig grunnet senkningen av pH som førte til en medfelling av jern sammen med aluminium i perioden med ustabil vannkjemi (Kroglund et al., 2005). I begge tilfellene var fiskedøden et resultat av en hurtig senkning av pH i vannet.

3 Metode

Det ble i løpet av sommeren og høsten 2018 gjort befaringer og feltundersøkelser i området rundt Risa. Dette ble brukt som grunnlag for å undersøke hypotesen: *Fiskedød av ørret i Risa skyldes en naturlig og episodisk tilførsel av metallrikt grunnvann eller overflatevann*. Følgende metodikk ble valgt for å kartlegge områdets kjemiske og fysiske forhold:

Vannkjemi

- Feltmålinger av temperatur og ledningsevne gir tidlige indikasjoner på vannets ioneinnhold og eventuell grunnvannspåvirkning.
- Vannprøver gir oversikt over vannets kjemiske sammensetning for de ulike vannforekomster.
- Logging av temperatur, ledningsevne og trykk gir måleserier over tid som kan få opptak av en episode med endret vannkjemi.

Geofysiske undersøkelser

- Georadar vil gi informasjon om grunnens lokale heterogeniteter, lagdeling, struktur og egenskaper, samt fjelloverflater og grunnvannsspeil.
- Elektrisk resistivitet tomografi (ERT) vil brukes for å kartlegge grunnvannstand, vannmetning av sedimenter og eventuelle soner med grovere eller finere lag.

Observasjonsbrønner

- Installasjon av brønner gjør det mulig å observere grunnvannets fluktuasjoner, samt beregne trykkforskjeller som kan si noe om grunnvannets strømming.

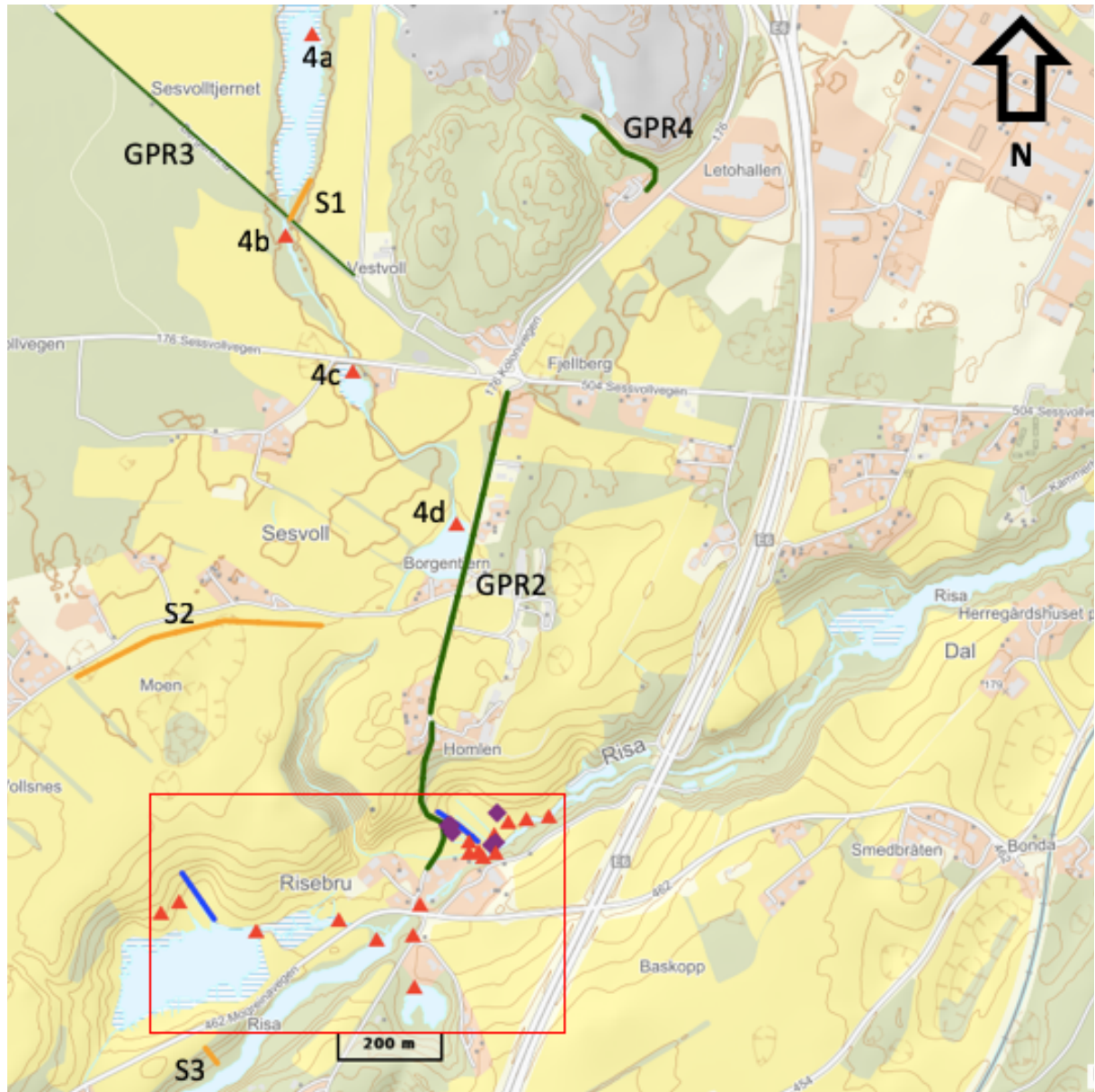
Kornfordelingsanalyse

- Kornfordelingsanalyser vil bidra til å klassifisere løsmasser og beregne hydraulisk konduktivitet som videre kan brukes i modeller.

Undersøkelser av klimatiske forhold

- Estimering av grunnvannsbidrag langs Risa vil si noe om hvor mye grunnvann som strømmer direkte inn i elven.
- Fluktuasjoner i grunnvannet vil si noe om det generelle strømningsbildet i området og hvordan det har fluktuert med tid og sesong.
- Klimatiske forhold fra 2007-2018 gir muligheter for å sammenligne forskjeller mellom år med fiskedød og år uten, som videre kan brukes til å vurdere om det har vært spesielle forhold under episoder med fiskedød.
- Snøtaksering brukes til å finne snøens vannekvivalent.
- Konseptuell modellering av grunnvannsstrømning vil gjøre det mulig å undersøke grunnvannets transportvei og hastighet i ulike scenarioer.

Feltundersøkelsene ble utført i området rundt Risas øvre del ved Risebru. Se Figur 3.1 for oversiktskart og Tabell 3.1 for lokalitetsbeskrivelse av feltundersøkelsene. Dette området ble valgt på bakgrunn av at det var i denne delen av elven (Risebru – Krysning av E6) hvor det ble funnet død ørret. Det var derfor mistanke om at kilden/kildene til metallrikt vann var begrenset til dammer, bekker og direkte innstrømning av grunnvann like ved Risas øvre del.





Tabell 3.1: Lokalitetsnavn med beskrivelse og hvilke feltundersøkelser som er utført ved lokalitetene.

Lokalitet	Beskrivelse	Undersøkelse
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	Logger, vannprøve, feltmåling
1b	Risebru mellom broer	feltmåling
1c	Risa nedstrøms Risebru (120m)	Logger, vannprøve, feltmåling
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	Logger, vannprøve, feltmåling
2a	Måketjern ved utløp	Vannprøve, feltmåling
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	Logger, vannprøve, feltmåling
3a	Grytehullsjø sør for Risebru	Vannprøve, feltmåling
3b	Utløpsbekk fra grytehullsjø	Vannprøve, feltmåling
4a	Sesvolltjernet	Vannprøve
4b	Utløpsbekk fra Sesvolltjernet	Vannprøve, feltmåling
4c	Dam sør for Sesvolltjernet v. Sessvollvegen	Vannprøve, feltmåling
4d	Borgentjern v. Risebruvegen	Vannprøve, feltmåling
4e	Tilløpsbekk til Risa	Logger, vannprøve, feltmåling
4e*	Tilløpsbekk til Risa	Logger (ny plassering)
5a	Kildeutspring ved Måketjern	Vannprøve
5b	Kildeutspring ved Måketjern	Vannprøve
5c	Sidebekk nordøst for Risebru	Vannprøve
5d	Sidebekk nordøst for Risebru	Logger, vannprøve, feltmåling
5e	Sidebekk nordøst for Risebru	Vannprøve
5f	Sidebekk nordøst for Risebru	Vannprøve
5g	Sidebekk nordøst for Risebru	Feltmåling
GPR1	Traktorvei fra Risebruvegen til Risebru	Georadar
GPR2	Risebruvegen	Georadar
GPR3	Grusvei ved Sesvolltjernet	Georadar
GPR4	Skogsvei bak Sedsvoll Skole	Georadar
ERT1	Flatt område nord for Risebru	ERT
ERT2	Skråning nord for «Måketjern»	ERT
S1	Skogsområde ved Sesvolltjernet	Snøtaksering
S2	Landbruksområde nordøst for Risebru	Snøtaksering
S3	Skråning ved Hersjøen	Snøtaksering
B1	Flatt område NØ for Risebru ca 10 m fra Risa	Brønn – PEH-rør 1 m
B2	Flatt område NØ for Risebru ca 10 m fra Risa	Brønn – PEH-rør 2 m
B3	Skogsområde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	Brønn – jernrør 11 m
B4	Skogsområde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	Brønn – jernrør 6 m
B5	Ved kilde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	Brønn – PEH-rør 1 m
B6	Ved kilde NØ for Risebru, ca. 70 m fra Risa	Brønn – PEH-rør 1 m

3.1 Vannkjemi

Ledningsevne er et indirekte mål på det totale ioneinnholdet i en løsning og forteller noe om det totale innholdet av oppløste uorganiske stoffer i vannet. Grunnvann har som regel høyere ledningsevne enn overflatevann. Ledningsevnen vil derfor gi en indikasjon på vannets kjemiske sammensetning og eventuelt grunnvannspåvirkning (Brattli, 2009). Analyser av vannprøver gir konkret informasjon om konsentrasjonene til de ulike ionene det blir analysert for. Temperaturmålinger i felt er nyttige for å avgjøre om vannet er i kontakt med grunnvannet eller ikke. Grunnvann med lang oppholdstid på Østlandet har normalt en stabil temperatur på ca. 5-6 °C hele året, mens overflatevann varierer i takt med årstidene (NVE, 2015).

Måling av temperatur og ledningsevne i felt

Formålet med feltmålinger av temperatur og ledningsevne var å gjøre en rask kartlegging av vannforekomstene med henhold til vannets ioneinnhold og hvilke vannkilder som var sterkt påvirket av grunnvannet. Direkte feltmålinger av temperatur og ledningsevne ble utført med en håndholdt konduktivitetsmåler (Hanna Instruments) i Risa, Hersjøen, bekker og tjern den 5. juni 2018. Det ble totalt tatt 14 målinger på forskjellige lokaliteter (se Figur 3.1 og Tabell 3.1). Ledningsevnen ble målt i $\mu\text{S}/\text{cm}$ og vanntemperaturen ble målt i °C.

Vannprøvetaking

Både på forsommeren og høsten ble det tatt vannprøver for å få en mer fullstendig oversikt over den kjemiske tilstanden i vannforekomstene i området. 18 vannprøver ble tilsammen tatt i sidebekker, Sesvolltjernet, grytehullsjø, Måketjern, dammer, Hersjøen og Risa. Tabell 3.2 viser datoer for prøvetaking og Figur 3.1 viser oversiktskart for de ulike lokalitetene der vannprøvene ble tatt. Sylinderformede plastbeholdere med kork ble brukt for prøvetakingen. Kork og plastbeholdere ble skylt godt i vannet før påfylling. Vannprøvene ble oppbevart i kjøleskap frem til analyse på laboratoriet ved NMBU. Det ble analysert for de fysiske-kjemiske parameterne pH, ledningsevne, totalt organisk karbon, jern, mangan, aluminium, kalsium, magnesium, kalium, natrium, kobber, sink, krom, bly, sulfat, klorid, nitrat-N og alkalitet. Analysene vil gi oversikt over vannets kjemiske sammensetning i en naturlig tilstand/referansetilstand, da det ikke var noen episode med fiskedød i perioden da prøvetakingen ble utført. Disse kan sammenlignes med analyser tatt under episoder med fiskedød fra tidligere år for å se nærmere på eventuelle forskjeller. Det vil også undersøkes om

det er enkelte vannforekomster som har høyere konsentrasjoner av jern, mangan og aluminium enn andre.

Tabell 3.2: Dato for prøvetaking for de ulike lokalitetene.

Lokalitet	Beskrivelse	Dato
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	01.06.18
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	01.06.18
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	20.09.18
2a	Måketjern ved utløp	01.06.18
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	01.06.18
3a	Grytehullsjø sørvest for Risebru	01.06.18
3b	Utløpsbekk fra grytehullsjø	01.06.18
4a	Sesvolltjernet	01.06.18
4b	Utløpsbekk fra Sesvolltjernet	01.06.18
4c	Dam ved Sessvollvegen	01.06.18
4d	Borgentjern ved Risebruvegen	01.06.18
4e	Tilløpsbekk til Risa	01.06.18
5a	Kildeutspring ved Måketjern	22.11.18
5b	Kildeutspring ved Måketjern	22.11.18
5c	Sidebekk nordøst for Risebru	20.09.18
5d	Sidebekk nordøst for Risebru	01.06.18
5e	Sidebekk nordøst for Risebru	20.09.18
5f	Sidebekk nordøst for Risebru	20.09.18

Logging av temperatur, ledningsevne og trykk

Formålet med logging av ledningsevne og temperatur var å ha måleserier over tid for å få opptak av eventuelle episoder med høy ledningsevne som kan indikere endret vannkvalitet. Temperaturmålinger over tid vil gi informasjon om endringer i bidrag fra grunnvann mot overflatevann. Trykkdata vil kunne bli omregnet til vannhøyde som kan gi indirekte informasjon om endringer i vannføring over tid.

Det ble til sammen satt ut 6 temperatur- og ledningsevneloggere og 3 trykkloggere. To av trykkloggerne ble satt ut sammen med temperatur- og ledningsevneleggerne, mens en ble

plassert på land for logging av lufttrykk. Se Tabell 3.3 for når loggerne ble satt ut, hentet inn og hva de logget. Se også Figur 3.1 for kartoversikt over loggernes plassering.

Tabell 3.3: Loggernes lokalitet, når de ble satt ut, hentet inn og hvilke parametere som ble logget. Logger fra lokalitet 1d ble ufrivillig flyttet nærmere elvebredden sent i november og fikk med det et endret loggerdyp. Logger ved lokalitet 4e ble flyttet 10 meter lenger nedstrøms den 20. september (4e). Trykklogger fra lokalitet 2b og 4e ble fjernet 9. november.*

Lokalitet	Beskrivelse	Satt ut	Hentet inn	Parametere	Loggerdyp
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	01.06.18 20.09.18 28.11.18	13.09.18 09.11.18 28.04.19	Ledningsevne Temperatur	Ca. 120 cm
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	01.06.18 20.09.18 28.11.18	13.09.18 09.11.18 28.04.19	Ledningsevne Temperatur	Ca. 100 cm
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	20.09.18 28.11.18	09.11.18 28.04.19	Ledningsevne Temperatur	Ca. 100 cm Endret loggerdyp til ca. 20 cm
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	01.06.18 20.09.18 28.11.18	13.09.18 09.11.18 28.04.19	Ledningsevne Temperatur Trykk	Ca. 25 cm
4e/4e*	Tilløpsbekk til Risa	01.06.18 20.09.18 28.11.18	13.09.18 09.11.18 28.04.19	Ledningsevne Temperatur Trykk	Ca. 10 cm
5d	Sidebekk øst for Risebru	20.09.18 28.11.18	09.11.18 28.04.19	Ledningsevne Temperatur	Ca. 5 cm

Loggerne som måler ledningsevne [$\mu\text{S}/\text{cm}$] og temperatur [$^{\circ}\text{C}$] over tid var av typen Onset HOBO Conductivity Logger U24-001. Denne type logger kan måle ledningsevne og temperatur i rekkevidden 0-10 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og -2°C til 36°C , og har en nøyaktighet på 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og $0,01^{\circ}\text{C}$ (*HOBO U24 Conductivity Logger (U24-00x) Manual*). Loggerne som måler trykk [kPa] over tid var av typen HOBO Water Level Logger U20L-01. Denne type logger måler trykk (kPa) med en rekkevidde på 69-207 kPa og har en nøyaktighet på 0,02 kPa (*HOBO U20L Water Level Logger (U20L-0x) Manual*). Trykkdata blir senere omregnet til vannhøyde, som deretter kan gi indirekte informasjon om endringer i vannføring over tid.

Alle loggerne ble stilt inn slik at de logget data hvert 15 minutt. Loggerne ble festet til betongsteiner og sikret med teip og strips før de ble senket ned i Risa, Hersjøen og bekker. Ferdig sikret logger vises i Figur 3.2. En hyssing festet i loggeren og i nærliggende trær sørget

for at loggeren ikke forsvant med vannstrømmen samt at opphenting av loggerne ble enklere. Loggerne ble hentet opp og satt ut igjen flere ganger i løpet av året for uthenting av data og for kontroll av batterinivå. Loggerdataene ble overført via en USB-port til programvaren HOBOWare Pro og senere eksportert til Excel for videre databearbeiding.



Figur 3.2: Bilde av ferdig sikret logger som måler temperatur og ledningsevne (Foto: Daniel Almhjell).

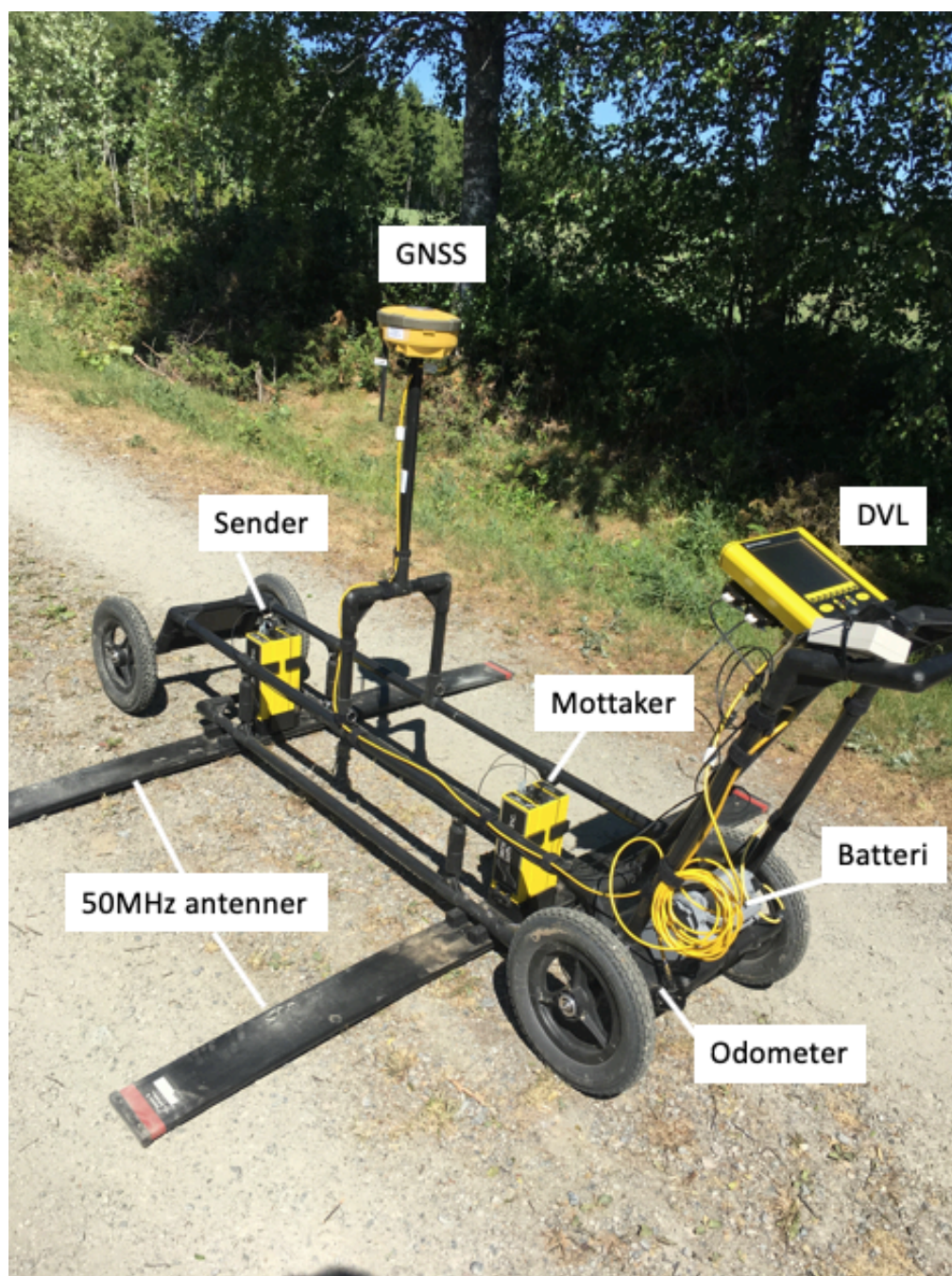
3.2 Geofysiske undersøkelser

Georadar

Georadar (Ground Penetrating Radar, GPR) er en elektromagnetisk målemetode som gjør det mulig å studere lagdeling, strukturer og dybde på grunnvannsspeil. Metoden er ment som grunnlagsdata da den ikke gir entydig informasjon om for eksempel løsmassetype og grunnvannsnivå (Mauring et al., 1995). Georadarprofiler bør derfor tolkes i kombinasjon med andre metoder for å få mer nøyaktig informasjon om det som undersøkes. Se vedlegg B for mer teoribasert informasjon om georadar.

Målinger med georadar ble tatt 8. juni 2018 ved fire ulike lokaliteter i området nord for Risa (Figur 3.1). Profil GPR1 ble tatt langs en bratt traktorvei i sørlig retning ned mot Risebru. Profil GPR2 ble tatt langs Risebruvegen fra sør mot nord. Profil GPR3 ble tatt på grusvei ved Sesvolltjernet fra sørøst til nordvest og profil GPR4 ble tatt på en skogsvei bak Sedsvoll Skole fra sørøst til nordvest.

Georadarmålingene ble utført av en PulseEKKO PRO på SmartCart med hjul fra Sensors & Software Inc. Oppsettet besto av en senderenhet, en mottakerenhet, GPS av typen Topocon HiPer II GNSS (Global Navigation Satellite System) som registrerer posisjons- og høydedata, DVL (Digital Video Logger) som viser opptakene og profilet, odometer som tar opp signaler fra opptak ved gitte lengdeintervaller, batteri og antenner (Figur 3.3). Antennene er festet til en ramme og beveger seg parallelt med strekningen. Fra tidligere informasjon om kvartærgeologien i området er det antatt at mektigheten på avsetningene i området er store, slik at god penetrasjonsdybde var ønskelig. Det ble derfor valgt en antennefrekvens på 50MHz. Dataene ble prosessert i PulseEKKOs programvare, og profilene ble redigert i LineView for optimalisering.



Figur 3.3: Oppsettet til georadaren som ble brukt til undersøkelsene i området nord for Risa (Foto: Ingvild Frogner).

Elektrisk resistivitet tomografi

Elektrisk resistivitet tomografi (ERT) kan utføres i 2D eller 3D ved at strøm (I) sendes ned i grunnen mellom to elektroder, mens man måler den elektriske potensialforskjellen (V) mellom to andre elektroder. Man kan beregne tilsynelatende resistivitet fra målt resistans (V/I) og en geometrisk faktor som avhenger av elektrodeavstanden (NGU, u.å.-b). Den tilsynelatende resistiviteten er:

$$\rho_a = R \times K \quad \text{(formel 3.1)}$$

R er motstand og har enhet [Ω], K er den geometriske faktoren som beskriver geometrien på elektronkonfigurasjonen.

Forskjellen i elektrisk potensiale kommer av at sedimenter og bergarter har ulik elektrisk ledningsevne, den inverse verdien av resistivitet (Schwartz & Zhang, 2003). Faktorer som påvirker resistiviteten i grunnen er porøsitet, sammenkobling av porer, tortuositet (snirklethet), jordtype, vannmetningsgrad og temperatur (Reynolds, 2011). Den tilsynelatende resistiviteten er målingene man får når man antar at grunnen er homogen. Den spesifikke resistiviteten får man ved å invertere data og dele opp grunnen i blokker med bestemte resistivitetsverdier, før det utføres trinnvise justeringer som tilnærmer responsen mot målte verdier (NGU, u.å.-f). Dataene er invertert med programmet RES2DINV (versjon 3.55). Programmet gir en to-dimensjonal resistivitetsmodell av grunnen bestående av blokker som er arrangert i forhold til fordelingen av datapunkter. Tykkelsen av det første laget med blokker er 0,5 ganger elektrodeavstanden i en Wenner elektrodekonfigurasjon, tykkelsen av blokkene øker med 10 % eller 25 % nedover i dypere lag. Ved optimalisering forsøkes det å redusere kvadratisk gjennomsnittlig avvik (RMS error), som måler forskjellen mellom kalkulert og målt tilsynelatende resistivitet (Geotomo Software, 2005).

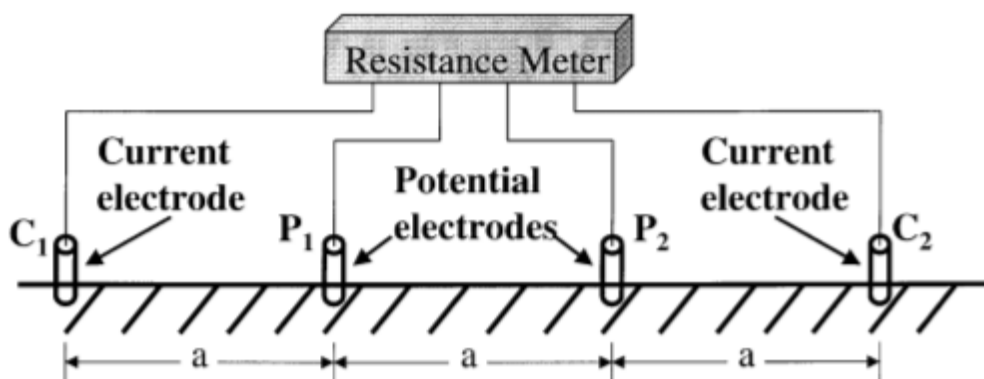
Det ble utført to målinger av resistivitet i grunnen den 9. og 22. november, 2018 (Figur 3.1). Profil ERT1 ble tatt i et åpent område like nordøst for Risebru, mens profil ERT2 ble tatt langs skråning like nord for Måketjern. Det ble brukt 96 elektroder med en meters avstand for begge transekt som ga en total lengde på 95 meter for begge strekkene. Ved å bruke mindre avstand

mellom potensial elektrodene reduseres signal til støyrate da spenningen er mindre (Slater et al., 2000). Det ble brukt en hammer til å slå ned elektrodene for best mulig kontakt mellom elektroder og grunnen. Det ble kjørt en test av kontakten før målingene ble tatt. Motstanden var lav for begge profiler, det var derfor god kontakt mellom elektroder og grunnen. Kablesystemet besto av fire multi-elektrode kabler sammenkoblet med to koblingsbokser og selve måleinstrumentet, Syscal Pro (Iris instruments) i midten. Det ble benyttet en Wenner elektrodekonfigurasjon (se Figur 3.4) som har en god vertikal oppløsning sammenlignet med andre konfigurasjoner, men som også har en mindre penetrasjonsdybde da den er sensitiv mot laterale heterogeniteter (Reynolds, 2011). Den geometriske faktoren (K) for Wenner elektrodekonfigurasjon beskrevet i Reynolds (2011) er:

$$K = 2\pi a \quad (\text{formel 3.2})$$

a er avstanden mellom elektrodene. Den tilsynelatende resistiviteten for Wenner elektrodekonfigurasjon er derfor:

$$\rho_a = 2\pi a R \quad (\text{formel 3.3})$$



Figur 3.4: Skjematisk illustrasjon av Wenner elektrodekonfigurasjon. Strøm settes til elektroder C_1 og C_2 og spenning måles med P_1 og P_2 (Corwin & Hendrickx, 2002).

For transekt ERT1 ble strekket posisjonert slik at midtpunktet av profilet var omtrentlig vinkelrett med installerte brønner. Dette ble gjort slik at den maksimale penetrasjonsdybde var ved brønnene. Fordi målingene ble gjort med standard konfigurasjon (1485 målinger) kombinert med resiproke målinger, var det totale antallet målinger 2970. Dette ble gjort for å sjekke kvaliteten på målingene. Det var mindre enn 5 % avvik mellom standard og resiproke målinger i begge tilfellene og ingen data ble fjernet fra datasettet. Målingene ble avbrutt ved måling 2259 for ERT1 og ved måling 2235 for ERT2.

3.3 Observasjonsbrønner

Plassering av brønner ble bestemt på bakgrunn av observasjoner gjort under befaring i området. I dette området ble det observert flere sidebekker strømmende ut i Risa. Disse bekkene hadde alle sitt utspring fra terrengoverflaten på omtrent samme høydemeter (ca. 157 moh.), og ble derfor tolket som kilder av grunnvann. Det var derfor aktuelt å sette ned brønner i dette området for å overvåke grunnvannsstand og ha et referansepunkt på grunnvannsnivået. Det ble gjort to forsøk for å lokalisere grunnvannsspeilet høyere oppe i terrenget med håndholdt jordbor, men den umettede sonen var dypere enn borlengde, > 5 m. Massene som ble tatt opp her var sandig og homogen, med noe innslag av stein eller veldig grov grus. Det var også svært bratt terreng og tett vegetasjon i dette området, så det hadde blitt svært utfordrende å sette ned brønner med slaghammer.

Brønn B1, B2, B5 og B6 (PEH-rør) ble installert ved hjelp av håndholdt jordbor. Brønn B3 og B4 ble installert med slaghammer Tabell 3.4 gir mer informasjon om brønnene og deres plassering. Se også Figur 3.1 for oversikt over brønnenes beliggenhet. Det ble notert motstand ved nedsetting av brønn B3 og B4. Det var generelt lav motstand ved nedsetting. For brønn B3 var det noe mer motstand etter 7 meter, mens det for brønn B4 var noe mer motstand mellom 3-4 meter ned i grunnen. De seks brønnene ble installert med hensikt om å overvåke vannstanden over tid, som er representativt for grunnvannets fluktuasjoner og strømning. Vannstanden ble målt ved hver feltutferd i perioden fra de ble installert. Brønn B3 og B4 ble spylt etter nedsetting for å fjerne sedimenter i bunnen av brønnene. Det ble fortsatt påvist sedimenter etter flere runder med spyling som ga mistanke om at rørene ikke var intakte. Oppspylte masser besto av finkornet silt/sand, men også mye grusig materiale. Brønn B3 og

B4 ble i tillegg installert med intensjon om å bestemme hydraulisk konduktivitet ved bruk av slug test for senkning eller heving av grunnvannsstanden i røret, for senere å ta i bruk Hvorslevs metode. Nedpumping av vann var ikke mulig siden vannstanden i rørene var høy. Dette begrenset mengde vann som kunne nedpumpes med tanke på avstand fra vannstand til brønntopp samt rørenes diameter. Det var også vanskelig å få oppumpet vann med en peristaltisk pumpe grunnet svært rask igjenfylling i brønnene og pumpens begrensede pumperate.

Tabell 3.4: Informasjon om rørlengde, diameter, materiale, filterlengde, dato for nedsetting og beliggenhet for alle nedsatte brønner ved Risa.

Brønner med beskrivelse	Lengde (m)	Diameter (mm)	Materiale	Filterlengde (m)	Dato	Moh.	Koordinater
B1: Flatt område NØ for Risebru ca. 10 m fra Risa	1	35	PEH	1	05.06.18	155,3	60.2388513112 11.1733419243
B2: Flatt område NØ for Risebru ca. 10 m fra Risa	2	40	PEH	0,5	08.06.18	155,3	60.2388518727 11.1733599002
B3: Skogsområde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	10	40	Jern	1	24.10.18	158,8	60.2389667433 11.1719084445
B4: Skogsområde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	5	40	Jern	1	24.10.18	158,2	60.2389685663 11.1719342333
B5: Ved kilde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	1	63	PEH	1	24.10.18	157,8	60.2389890204 11.1719363516
B6: Ved kilde NØ for Risebru, ca. 70 m fra Risa	1	63	PEH	1	24.10.18	156,7	60.2393464637 11.1733392862

3.4 Kornfordelingsanalyse

Det ble gjort kornfordelingsanalyser for å finne hydraulisk konduktivitet av løsmasser i forbindelse med installeringen av de grunne brønnene B5 og B6. Det var ønskelig å se om det var store lokale forskjeller av hydraulisk konduktivitet og fordeling av kornfraksjoner fra samme dyp og område. Se Figur 3.1 for kart over plasseringen til lokalitet B5 og B6 der det ble samlet inn jordprøver fra 0-10 og 90-100 cm dyp. 4 jordprøver ble tatt den 24. oktober 2018 og er representert i ulike farger med henhold til dyp og lokalitet (Tabell 3.5).

Tabell 3.5: Lokalitet og dyp for de fire jordprøvene som det ble utført kornfordelingsanalyse på.

Lokalitet	Beskrivelse	0-10 cm dyp	90-100 cm dyp
B5	Ved kilde NØ for Risebru, ca. 100 m fra Risa	Gul	Rosa
B6	Ved kilde NØ for Risebru, ca. 70 m fra Risa	Blå	Grønn

Jordprøvene ble samlet inn og markert med ulike farger for å skille dem. Prøvene ble deretter lagt i ildfaste former for tørking i tørkeskap. Etter tørking ble noe organisk materiale plukket ut før prøvene ble veid og siktet. Børster ble brukt for å oppløse aggregater og det ble tatt i bruk en ristemaskin for bedre sikting. Jordprøvene ble siktet gjennom sikter med ulik maskevidde (fra 8 – 0,063 mm). Siktene med maskevidde på 8 og 4 mm var ikke nødvendig å bruke da det ikke var større korn i prøvene. Hver kornfraksjon ble veid og total vekt etter sikting ble notert slik at vekten etter sikting kunne sammenlignes med vekten før sikting. Det er viktig at den totale vekten før og etter sikting ikke avviker i stor grad slik at man får et representativt uttak (Tømmerdal, 2017). Se tabell C.1 og tabell C.2 i vedlegg C for vektfordelingen av kornfraksjonene og tilleggsinformasjon om jordprøvene.

Basert på den prosentvise fordelingen av kornstørrelsene i sandfraksjonen for de fire prøvene (tabell C.3 i vedlegg C) ble de plassert i trekant for sandklassifisering. Denne sandklassifiseringen er hentet fra World Reference Base for Soil Resources WRB (2015). Det ble kun brukt maskevidder som skiller ulike fraksjoner av sand. De fineste fraksjonene leir og silt (<0,063 mm) ble det ikke analysert for. For mer nøyaktig resultat blir det nødvendig å ta i bruk Pipette- eller Hydrometermetoden, eventuelt mer moderne metoder basert på røntgenstråling gjennom suspendert materiale eller optisk metode med laserlys for analyse av kornfraksjoner <0,063 mm (Rise & Brendryen, 2013). Fraksjonene i klassifiseringstrekanten

for sand samsvarte ikke med maskevidder brukt under siktingen, noe som ga problemer for bestemmelse av fraksjonene grov til veldig grov sand (0,63-2 mm), mellomsand (0,63-0,2 mm) og fin til veldig fin sand (0,063-0,2 mm). Det ble derfor bestemt at grov til veldig grov sand skulle omfatte fraksjonene 1-2 mm, mellomsand skulle omfatte fraksjonene 0,25-1 mm og fin til veldig fin sand skulle omfatte fraksjonene 0,063-0,25 mm. Klassifiseringen i sandtrekanten ble derfor ikke nøyaktig og fraksjonene til fin til veldig fin sand blir overrepresentert. Allikevel gir det en tilnærmet klassifisering av sandfraksjonene til prøvene.

Hazens likning er en empirisk likning som estimerer hydraulisk konduktivitet ut ifra kornstørrelse (Schwartz & Zhang, 2003). Formelen kan brukes til å finne hydraulisk konduktivitet for sandige sedimenter. Den hydrauliske konduktiviteten er en viktig parameter i en grunnvannsmodell og sier noe om vannets oppholdstid i grunnen. Hazens likning er:

$$K_s = C \times (d_{10})^2 \quad (\text{formel 3.4})$$

K_s er hydraulisk konduktivitet i mettet sone i [m/s] og d_{10} er den effektive kornstørrelsen i [mm] som er kornstørrelsen for 10 % av den totale prøven.

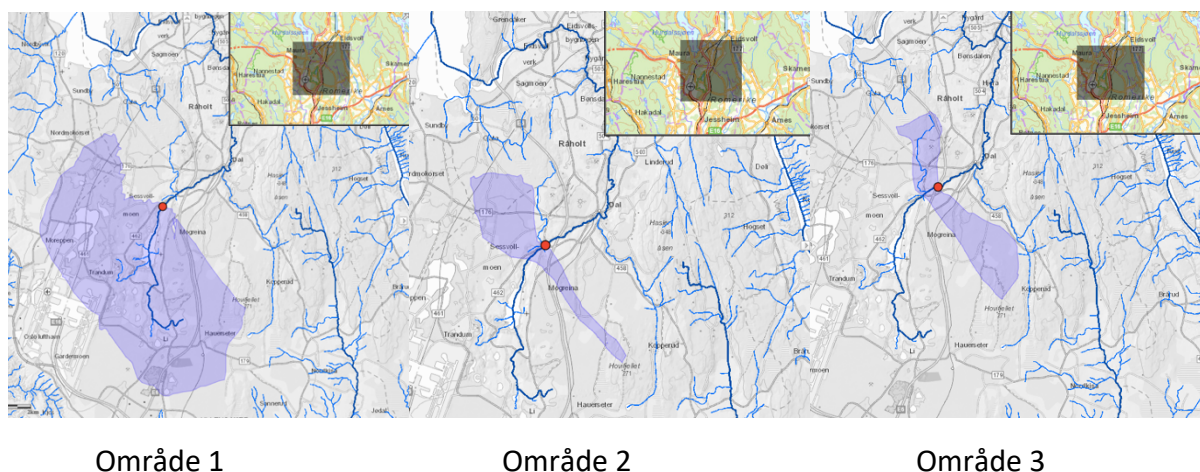
Hazens empiriske konstant C er en funksjon av sorteringsgrad og kornstørrelse (Colleuille et al., 2004). Ved å sette konstanten til 0,01157 er det i ifølge Colleuille et al. (2004) ikke et krav om at d_{10} skal være mellom 0,1 og 3 mm. Den mest brukte verdien for Hazens empiriske konstant i Skandinavia er 0,01157. Hazens likning tar ikke hensyn til fordeling av kornstørrelser, porøsitet og kornform (Tømmerdal, 2017). Likningen brukes for homogene sedimenter, hvor det er et krav om at sorteringsgraden (d_{60}/d_{10}) er under 5 (Colleuille et al., 2004; Jordforsk, 2018). Kornfordelingsanalysen fremstilles i et kornfordelingsdiagram hvor man leser av kornstørrelser fra skjæringspunktet mellom d_{10} -linjen og kornfordelingskurven (Jordforsk, 2018).

3.5 Undersøkelser av klimatiske forhold

Estimering av grunnvannsbidrag langs Risa

Det ble gjort grove beregninger av grunnvannsbidraget langs Risa for å estimere andelen grunnvann som strømmer inn i øvre del av Risa i ulike områder. På bakgrunn av beregningene vil man undersøke om en eventuell midlertidig blokkering av røret ved Risebru mellom Hersjøen og Risa kan føre til en periodisk høy tilførsel av metallrikt grunnvann, uten fortynningseffekt av vann fra Hersjøen.

Oppstrøms og nedstrøms Risebru er delt inn i tre avrenningsområder. Område 1 tilsvarer avrenning fra Hersjøen. Område 2 omfatter grunnvannsbidraget fra nord og fra sør langs strekningen mellom område 1 og Risebru. Område 1 og 2 kombinert er den samlede avrenningen inn i røret ved Risebru, og område 3 tilsvarer grunnvannsbidraget til elvestrengen der fiskedøden ble oppdaget i 2007 og 2015. Avrenningen fra alle områder kombinert tilsvarer vannføringen i Risa ved E6-krysningen. NVEs karttjeneste NEVINA beregner nedbørfelt, feltparametere, flom- og lavvannsindekser for valgfrie punkter i et vassdrag. Dette verktøyet er brukt for å estimere avrenning for de ulike områdene. Karttjenesten tar utgangspunkt i topografi og ulike landskapstyper i nedbørfeltet (NVE, u.å.-a). Det var derfor nødvendig å endre på avrenningsarealene slik at de best mulig gjenspeiler grunnvannsskillets grenser fra Østmo (1976). Figur 3.5 viser de tre genererte avrenningsarealene. Se vedlegg D for større kart samt utfyllende informasjon.



Figur 3.5: De tre avrenningsområdene generert i NEVINA. Område 1 tilsvarer avrenning fra Hersjøen, område 2 tilsvarer grunnvannsbidraget mellom område 1 og Risebru. Område 3 tilsvarer bidraget langs elvestrengen fra Risebru til E6-krysningen (<http://nevina.nve.no/>).

Fluktuasjoner i grunnvannet

Ved å ta i bruk databasene eklima.no fra meteorologisk institutt og senorge.no fra Norges vassdrags- og energidirektorat ble grunnvannsfluktuasjoner over flere år satt i sammenheng med nedbør fra Hauer seter. Grunnvannsfluktuasjoner på Nordmoen i forbindelse med snøsmeltingsperioden i 2018 er også blitt undersøkt. Dette ble gjort for å se om det var sammenheng med økt grunnvannsnivå i forbindelse med episodene med fiskedød. Videre var det mulig å se nærmere på responstiden grunnvannet hadde på økt nedbør og snøsmelting.

Grunnvannsnivå fra Hauer seter (omtrent 6 km sør for Risebru) er hentet fra eklima.no for perioden 2001-2018. Nedbør for denne perioden er hentet fra eklima.no ved målestasjon på Gardermoen. Grunnvannsnivå fra Nordmoen (omtrent 4 km nordvest for Risebru) er hentet fra senorge.no for perioden 1. mars 2018 til 1. juni 2018. Temperatur og nedbør for samme periode er hentet fra eklima.no ved vær stasjon på Gardermoen. Snødybde er hentet fra Ukkestad som ligger omtrent 10 km sørøst for Risebru. Disse stasjonene ble valgt ettersom det ikke var andre stasjoner nærmere Risa som hadde måleserier for disse periodene.

Klimatiske forhold i vårperioden fra 2007 til 2018

For å undersøke om det var spesielle klima/værforhold i årene med fiskedød, ble det hentet inn temperatur-, nedbør- og snødybde data fra 1. mars til 1. juni fra årene 2007 til 2018. Dataene ble hentet fra eklima.no fra stasjonene Gardermoen (nedbør og temperatur) og Ukkestad (snødybde). Det var ønskelig å se om det enten var mye nedbør, rask snøsmelting eller en kombinasjon av disse i år med fiskedød.

Snøtaksering

Det ble utført snøtaksering fra 3 strekk i Risas nedbørfelt den 21. mars 2018 for å estimere snøens vannekvivalent for 2018 i nedbørfeltet. 3 strekk ble valgt ut etter hvilke vegetasjonssoner som dominerer nedbørfeltet. Ved å studere nedbørfeltet ble det bestemt å takserer snø fra en bjørkeskog (S1), et jordbruksareal (S2) og et skråningsområde nærmere Hersjøen (S3) (se Figur 3.1 lokalitet av strekk). For strekket i bjørkeskogen ble det totalt tatt 20 dybdemålinger og tre vekt målinger av snøen. Hver dybdemåling ble tatt med en avstand på 2,5 meter som resulterte i et strekk på totalt 50 meter. For strekket på jordbruksarealet ble det totalt tatt 30 dybdemålinger og fire vekt målinger av snøen. Hver dybdemåling ble tatt med en avstand

på ca. 15 meter som resulterte i et strekk på totalt 450 meter. For strekket i skråningsområdet ble det totalt tatt 20 dybdemålinger og tre vektmålinger av snøen. Hver dybdemåling ble tatt med en avstand på 1,5 meter som resulterte i et strekk på totalt 30 meter. Taksering av snø kan brukes til å estimere vannekvivalenten for snøen i området, men kan også brukes til å sammenligne simulerte verdier fra databasen *senorge.no* mot feltmålinger. Deretter kan man vurdere om *senorge.no* gir gode nok anslag for vannekvivalenten i nedbørfeltet, slik at vannekvivalenten fra tidligere år kan brukes.

Taksering av snøen ble gjort ved å ta målinger av snøens dybde og tetthet. Tettheten ble beregnet ved å veie volumet av snø i en snøsylinder med kjent volum, egenvekt, diameter og lengde. Dybden på snøpakken ble målt med en målestokk. Målestedene skal i prinsippet gjenspeile de lokale snøforholdene. Det er derfor nødvendig å måle snø i ulike vegetasjonssoner for å få en best mulig tilnærming av områdets snømengde og distribusjon. Områdene bør være lite påvirket av vind slik at snødekket er stabilt. Tilgjengeligheten bør også være god slik at målinger kan gjentas uten store komplikasjoner. Størrelsen på nedbørfeltet avgjør hvor mange strekk som er nødvendig for et tilfredsstillende resultat. Snøens vannekvivalent kan beregnes ut ifra formelen:

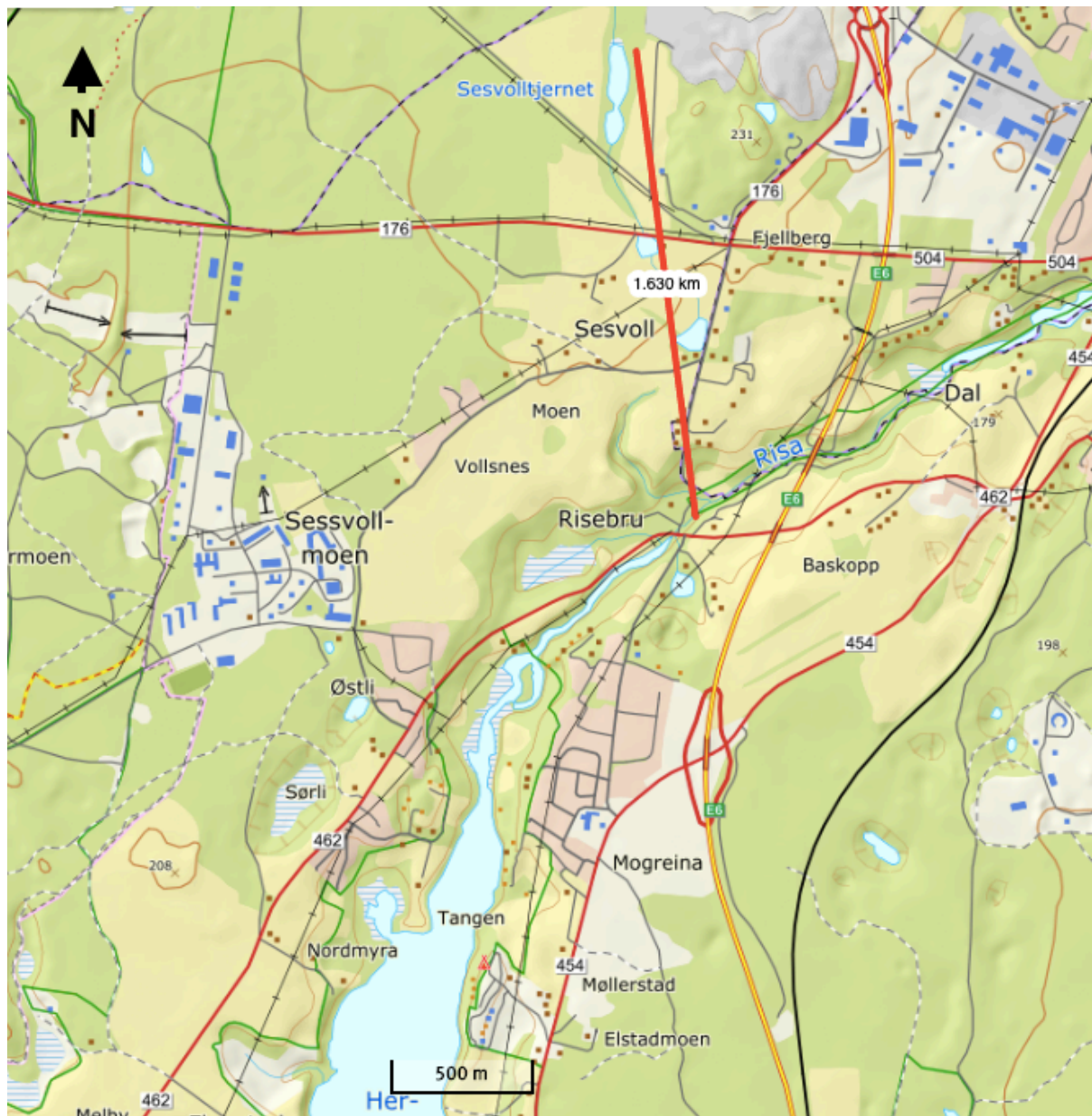
$$\text{Vannekvivalent (mm)} = \frac{h_s \times \rho_s}{100} \quad (\text{formel 3.5})$$

Hvor h_s er snødybde i cm og ρ_s er tetthet til snø i kg/m³ (NVE, 2016).

Konseptuell modellering av grunnvannsstrømning

Formålet med modellering i Topodrive er å sammenligne grunnvannsstrømningen i ulike scenarioer med fastslåtte parametere, for å kunne gi grove estimater på tiden det tar før grunnvannet når Risa og hvordan strømningsbildet er generelt i de ulike scenarioene. Modellen har et konseptuelt formål som simulerer strømning i 2D i et heterogent system. Det ble på bakgrunn av lite data vurdert hvorvidt det var nødvendig med en mer avansert modell som kan simulere grunnvannsstrømning i 3D og med flere tilgjengelige parametere. Det ble bestemt at en mer avansert modell ikke var nødvendig med henhold til formålet. Modeller hvor det er lite datamengder er knyttet til en del usikkerhet, men det er fortsatt mulig å få verdifull informasjon selv fra en enklere modell.

Modelloppbygningen i Topodrive er enkel. Det er ingen strømning utenfor modellens rammer. Videre er systemet i «steady state» hvor det er likevekt på mengde vann inn og ut av systemet, og den hydrauliske konduktiviteten er isotropisk. Øvre grense av modellen er grunnvannsnivået og er konstant. Strømningssystemet er topografisk styrt. I modellen tegnes det inn vannspeil og polygoner som representerer ulike enheter med forskjellig hydraulisk konduktivitet og porøsitet (Hsieh, 2001). Det ble laget modeller av to tverrsnitt med grunnvann som strømmer mot Risa. Det var ønskelig å se nærmere på grunnvannsstrømningen fra grensen i den nordlige delen av nedbørfeltet som vil være nært opp mot grunnvannsskillet og ned til Risa slik at en får et innstrømnings- og utstrømningsområde. Den totale lengden av modellen er derfor 1630 meter (Figur 3.6).



Figur 3.6: Kart som viser strekning for den konseptuelle modellen. Rød strek viser profilets beliggenhet og lengde som er 1630 m (<https://www.norgeskart.no>).

Fra tverrsnitt av hydrogeologisk kart av Østmo (1976) ble det antatt at mektigheten til løsmassene er stor, og at det er ca. 50 meter ned til berggrunnen ved Risa. Brønn på Nordmoen har en vannstand på ca. 196 moh., og vannstanden i egen brønn (B1) ved Risa er ca. 155 moh. Modellen vil derfor ha en høyde på 91 meter i nordlig ende og 50 meter i sørlig ende. Den totale hydrauliske gradienten gjennom profilet vil være 0,025. Grunnvannsspeilets form er basert på georadarmålinger, resistivitetsundersøkelser og topografien til strekningen.

Modellens oppløsning bestemmes av antall matriser. Det ble valgt 50 kolonner og 50 rader i modellen. Det ble ikke valgt et høyere antall kolonner og rader da det erfaringsmessig kan bli problematisk å simulere strømning i for høy oppløsning.

4 Resultater

4.1 Vannkjemi

Feltmålinger av ledningsevne og temperatur

Tabell 4.1 viser resultater fra feltmålingene av temperatur og ledningsevne den 5. juni 2018. Det var tydelige forskjeller på temperaturmålingene, der tilløpsbekker som startet direkte i terrenget hadde en temperatur på mellom 4,3-9,3 °C (4e, 5d og 5g). Overflatevann som Hersjøen (1a), Risa (1b, 1c og 1d), utløp av Sessvolltjernet (4b), Måketjern ved utløp (2a), Borgentjern (4d) og dam ved Sessvollvegen (4c) hadde høyere temperatur på mellom 14,2-19,2 °C. Dette tyder på at bekkene med direkte utspring i terrenget er grunnvannsdominert. Temperaturforskjellene var store, men vil kunne endres gjennom året. Ledningsevnen var på alle lokaliteter mellom 195-364 µS/cm, der de høyeste verdiene ble målt i to grunnvannsdominerte sidebekker til Risa (5d og 5g), og utløpsbekk fra grytehullsjø (3b) med en ledningsevne mellom 315-364 µS/cm. Det var lavere ledningsevne i Sessvolltjernet (4b), Borgentjern (4d), dam ved Sessvollvegen (4c) og Måketjern ved utløp (2a) med ledningsevne mellom 144-204 µS/cm.

Tabell 4.1: Lokaliteter hvor det ble utført ledningsevne- og temperaturmålinger 5. juni 2018. Kart over de ulike lokalitetene finnes i Figur 3.1.

Lokalitet	Beskrivelse	Ledningsevne (µS/cm)	Temperatur (°C)
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	256	17,1
1b	Risa ved Risebru	255	16,5
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	253	16,2
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	253	16,2
2a	Måketjern ved utløp	195	18,3
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	204	17,6
3a	Grytehullsjø sørvest for Risebru	267	17,4
3b	Utløpsbekk fra grytehullsjø	364	16,7
4b	Utløpsbekk fra Sessvolltjernet	202	16,8
4c	Dam ved Sessvollvegen	201	14,2
4d	Borgentjern ved Risebruvegen	144	19,2
4e	Tilløpsbekk til Risa	262	9,3
5d	Sidebekk nordøst for Risebru	322	7,3
5g	Sidebekk nordøst for Risebru	315	4,3

Analyse av vannprøver

Tabell 4.2 viser utvalgte parametere fra analysene av vannprøvene. Fullstendig oversikt over alle parametere kan ses i vedlegg E. Konsentrasjonen av jern varierte. Det var $<50 \mu\text{g Fe/l}$ for de fleste vannforekomstene, med unntak av Sesvolltjernet (4a), Utløpsbekk fra Sesvolltjernet (4b), dam ved Sessvollvegen (4c) og Borgentjern ved Risebruvegen (4d) der konsentrasjonene av jern var høyere. Borgentjern (4d) hadde den høyeste jernkonsentrasjon på $710 \mu\text{g Fe/l}$. Hersjøen (1a) og Risa (1c og 1d) hadde lave jernkonsentrasjoner fra $5,7\text{--}12 \mu\text{g Fe/l}$. Konsentrasjonen av mangan var $<57 \mu\text{g Mn/l}$ for alle vannforekomstene. Høyeste konsentrasjon av mangan ble målt i utløpsbekk fra grytehullsjø sørvest for Risebru (3b) og var på $56 \mu\text{g Mn/l}$. Det var ingen åpenbar sammenheng mellom konsentrasjonene av jern og mangan. Borgentjern (4d) hadde høyest jernkonsentrasjon, men mangankonsentrasjonen var lav på $8,7 \mu\text{g Mn/l}$. Hersjøen (1a) og Risa (1c og 1d) hadde også lave mangankonsentrasjoner fra $7,6\text{--}12 \mu\text{g Mn/l}$. Konsentrasjonen av aluminium (Al) var fra $1,2\text{--}55 \mu\text{g Al/l}$. Høyeste konsentrasjon av aluminium ble målt i Borgentjern (4d) og var på $55 \mu\text{g Al/l}$. Det var også noe høyere konsentrasjoner av aluminium i Sesvolltjernet (4b), utløpsbekk fra Sesvolltjernet (4b) og dam ved Sessvollvegen (4c) med konsentrasjoner fra $21\text{--}29 \mu\text{g Al/l}$. Hersjøen (1a) og Risa (1c og 1d) hadde lave aluminiumkonsentrasjoner fra $1,4\text{--}1,9 \mu\text{g Al/l}$.

Konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) var i alle vannforekomstene $<2,6 \text{ mg/l}$, med unntak av Sesvolltjernet (4a), utløpsbekk fra Sesvolltjernet (4b), dam ved Sessvollvegen (4c) og Borgentjern (4d). I disse vannene var konsentrasjonen av TOC rundt 10 mg/l . Vannet fra disse vannprøvene var også noe brunt. pH var i alle vannforekomster høy, med pH-verdier på $>7,3$. pH var over 8 i Risa (1c og 1d), Hersjøen (1a), utløpsbekk fra grytehullsjø (3b) og noen sidebekker (4e, 5d og 5e), mens pH var noe lavere i Sesvolltjernet (4a), utløpsbekk fra Sesvolltjernet (4b), dam ved Sessvollvegen (4c) og Borgentjern (4d) med pH-verdier fra $7,34\text{--}7,66$. Konsentrasjonen av kalsium varierte fra $17\text{--}50 \text{ mg Ca/l}$. De laveste kalsiumkonsentrasjonene ble funnet i Sesvolltjernet (4a), utløpsbekk fra Sesvolltjernet (4b), dam ved Sessvollvegen (4c) og Borgentjern (4d) med konsentrasjoner fra $17\text{--}24 \text{ mg Ca/l}$. Hersjøen (1a) og Risa (1c og 1d) hadde en konsentrasjon på rundt 40 mg Ca/l .

Nitratkonsentrasjonene var varierende. Det ble målt $3700 \mu\text{g nitrat-N/l}$ i kildeutspring ved Måketjern (5b) og $1700 \mu\text{g nitrat-N/l}$ i en sidebekk øst for Risebru (5d). Vannprøven ved

kildeutspring ved Måketjern (5b) ble tatt i slutten av november. Det var også noe høyere nitratkonsentrasjoner i Sesvolltjernet (4a), utløpsbekk fra Sesvolltjernet (4b), dam ved Sessvollvegen (4c), Borgentjern (4d) og tilløpsbekk til Risa (4e) med konsentrasjoner fra 570-740 µg nitrat-N/l. Hersjøen (1a) og Risa (1c) har nitratkonsentrasjoner på rundt 125 µg nitrat-N/l, med unntak av Risa 300 meter nedstrøms Risebru (1d) som hadde en konsentrasjon på kun 28 µg nitrat-N/l. Denne vannprøven ble tatt i slutten av september i motsetning til vannprøver fra Hersjøen (1a) og Risa 120 meter nedstrøms Risebru (1c) som ble tatt i begynnelsen av juni.

Tabell 4.2: Analyseresultat av vannprøver med de utvalgte parameterne aluminium (Al), jern (Fe), mangan (Mn), totalt organisk karbon (TOC), pH, kalsium (Ca) og nitrat-N.

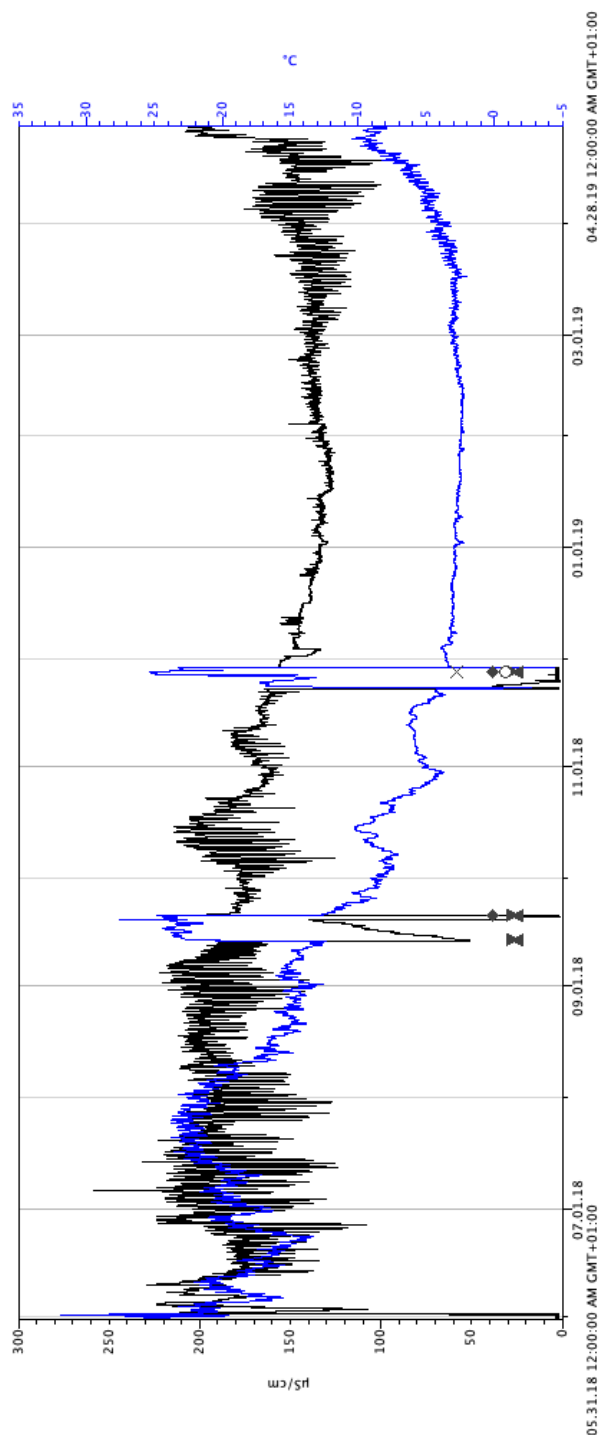
Lokalitet	Beskrivelse	Al (µg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	TOC (mg/l)	pH	Ca (mg/l)	Nitrat-N (µg/l)
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	1,4	5,7	7,6	1,2	8,22	41	130
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	1,9	12	12	1,2	8,18	39	120
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	1,5	12	7,6	1,4	8,12	39	28
2a	Måketjern ved utløp	1,6	29	1	2,1	7,94	30	180
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	1,2	18	1,3	1,7	7,89	31	230
3a	Grytehullsjø sørvest for Risebru	1,5	12	4,7	2,5	7,94	50	340
3b	Utløpsbekk fra grytehullsjø	15	120	56	2,2	8,14	50	160
4a	Sesvolltjernet	29	310	2,4	9,4	7,61	24	740
4b	Utløpsbekk fra Sesvolltjernet	27	340	20	10	7,63	23	650
4c	Dam ved Sessvollvegen	21	320	22	10	7,66	23	570
4d	Borgentjern (ved Risebruvegen)	55	710	8,7	11	7,34	17	580
4e	Tilløpsbekk til Risa	2,1	31	33	1,4	8,09	40	650
5a	Kildeutspring ved Måketjern	3,8	48	4,6	1,1	7,78	23	350
5b	Kildeutspring ved Måketjern	3,7	3,4	0,57	0,85	7,96	36	3700
5c	Sidebekk nordøst for Risebru	1,4	20	1,5	1,4	7,9	40	33
5d	Sidebekk nordøst for Risebru	1,7	11	4,7	0,93	8,23	50	1700
5e	Sidebekk nordøst for Risebru	1,8	4,2	2,2	0,64	8,14	48	270
5f	Sidebekk nordøst for Risebru	1,5	41	5,2	0,99	7,96	46	<20

Logging av ledningsevne, temperatur og trykk

Ledningsevne og temperatur

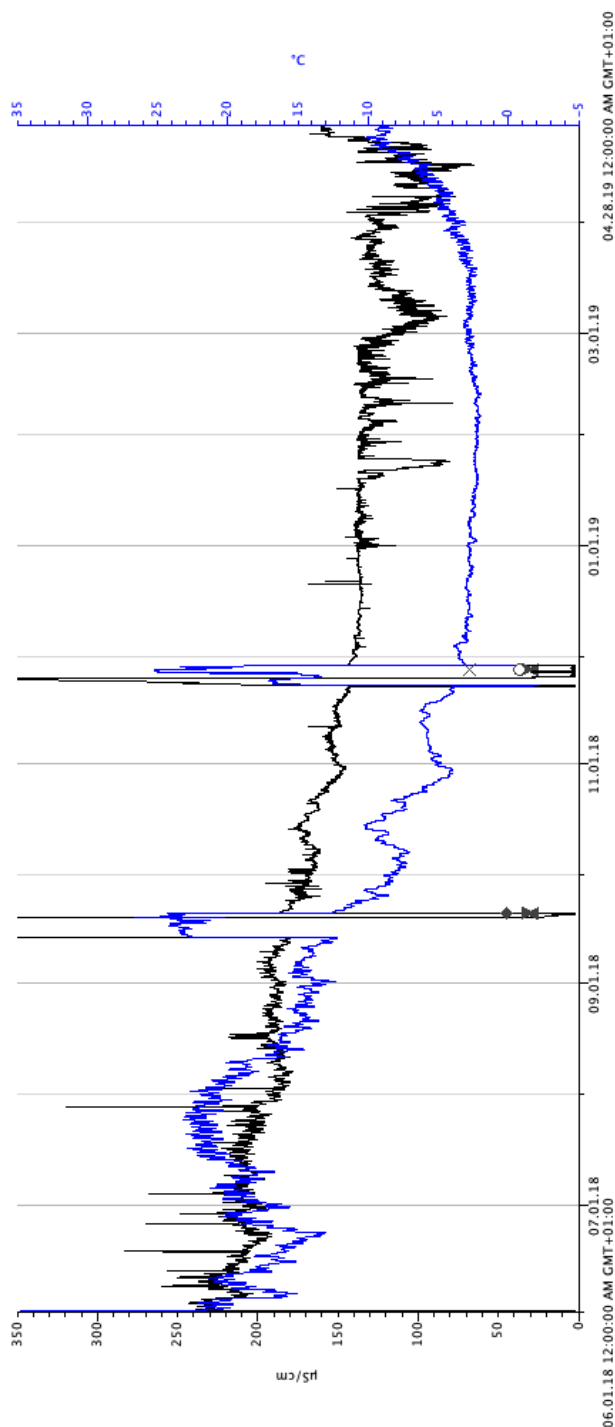
Måleserier av temperatur og ledningsevne (spesifikk ledningsevne; temperaturjustert) fra loggere i Hersjøen, Risa og bekker (lokalitet 1a, 1c, 1d, 2b, 4e/4e* og 5d, se Figur 3.1 for oversiktskart over lokalitetenes beliggenhet) ble logget fra juni 2018 til april 2019. Loggerdata fra siste halvår ble ikke innhentet før 28. april 2019, slik at det ble liten tid til å undersøke årsakene til variasjonene i temperatur og ledningsevne i denne perioden. Fra 13-20. september 2018 og 9-28. november 2018 ble alle loggerne hentet opp for innhenting av data og kontroll av batterinivå. Målinger i disse periodene vil derfor ikke representere reelle data.

Figur 4.1 viser temperatur og ledningsevne fra lokalitet 1a som er i Hersjøen oppstrøms Risebru. Ledningsevnen var gjennomsnittlig 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$ om sommeren og høsten, mens om vinteren var ledningsevnen lavere på ca. 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Temperaturen følger årstidene med høy temperatur om sommeren ($>10\text{ }^{\circ}\text{C}$) og lav temperatur om vinteren (ca. $3\text{ }^{\circ}\text{C}$). En økning av både temperatur og ledningsevne skjer i april 2019. Både ledningsevne og temperatur viser døgnvariasjoner om sommer, høst og vår. Variasjonene kan ses i sammenheng med fotosyntese, og/eller snøsmelting om våren. De største endringene kan mulig forklares med en vertikal sirkulasjon av bunnvannet i Hersjøen.



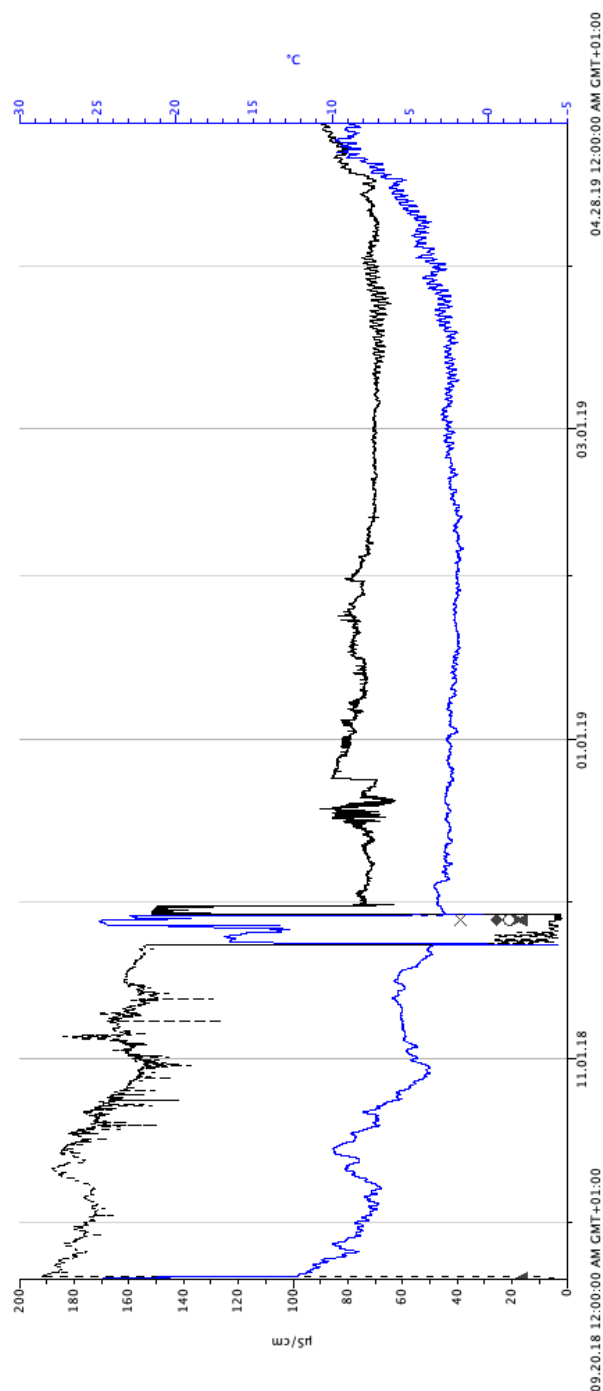
Figur 4.1: Måleserie av ledningsevne (svart) og temperatur (blå) ved lokalitet 1a (Hersjøen oppstrøms Risebru) fra perioden 1. juni 2018 – 28. april 2019.

Figur 4.2 viser måleserien fra lokalitet 1c, som er i Risa ca. 120 m nedstrøms Risebru. Temperaturen følger samme trend som ved lokalitet 1a i Hersjøen med stor variasjon fra sommer til vinter. Ledningsevnen synker fra ca. 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til ca. 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i løpet av måleperioden med periodiske svingninger. Både temperatur og ledningsevne får en økning i april 2019.



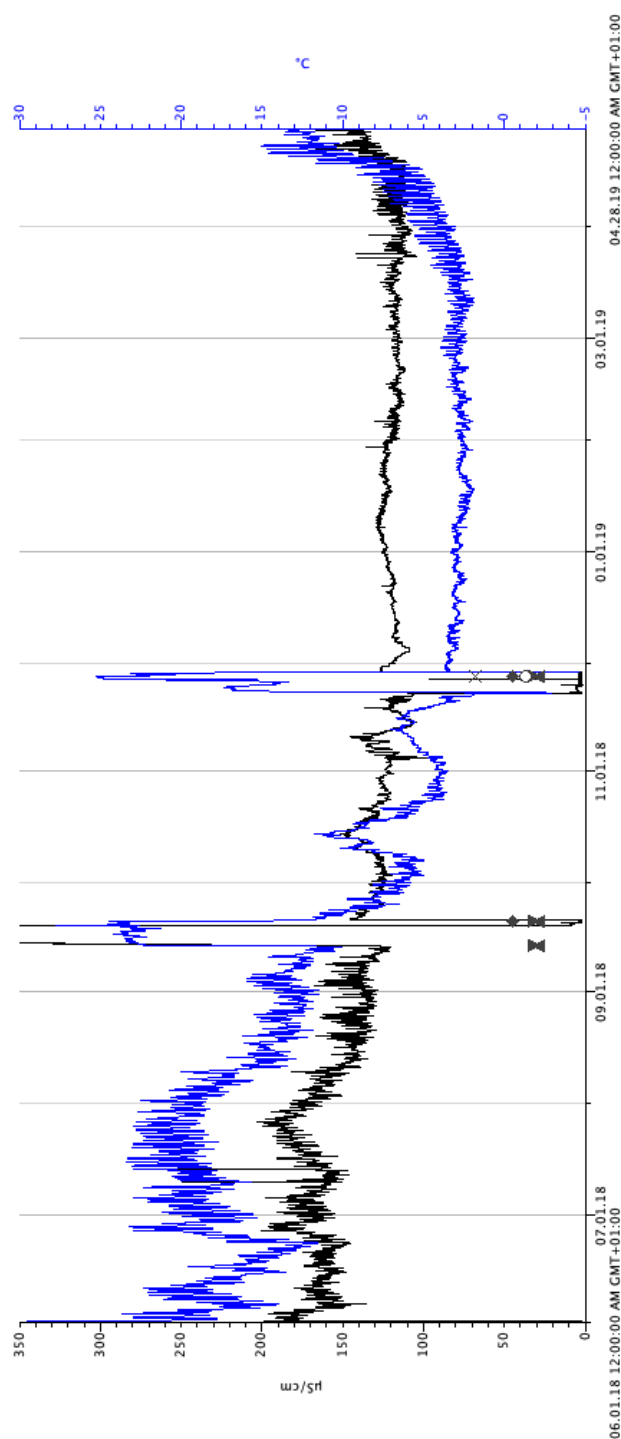
Figur 4.2: Måleserie av ledningsevne (svart) og temperatur (blå) ved lokalitet 1c (Risa ca. 120 m nedstrøms Risebru) fra perioden 1. juni 2018 – 28. april 2019.

Figur 4.3 viser ledningsevne og temperatur fra lokalitet 1d som er i Risa ca. 300 meter nedstrøms Risebru. Loggeren ble satt ut 20. september og viser derfor kun måleserier fra høst, vinter- og vårperioden. I slutten av november ble loggeren ufrivillig flyttet (se tabell 3.3). Temperaturen følger samme trend som loggeren lengre oppstrøms i Risa (Figur 4.2). Ledningsevnen får en markant senkning i slutten av november, fra ca. 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til ca. 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Både temperatur og ledningsevne får en økning i april 2019.



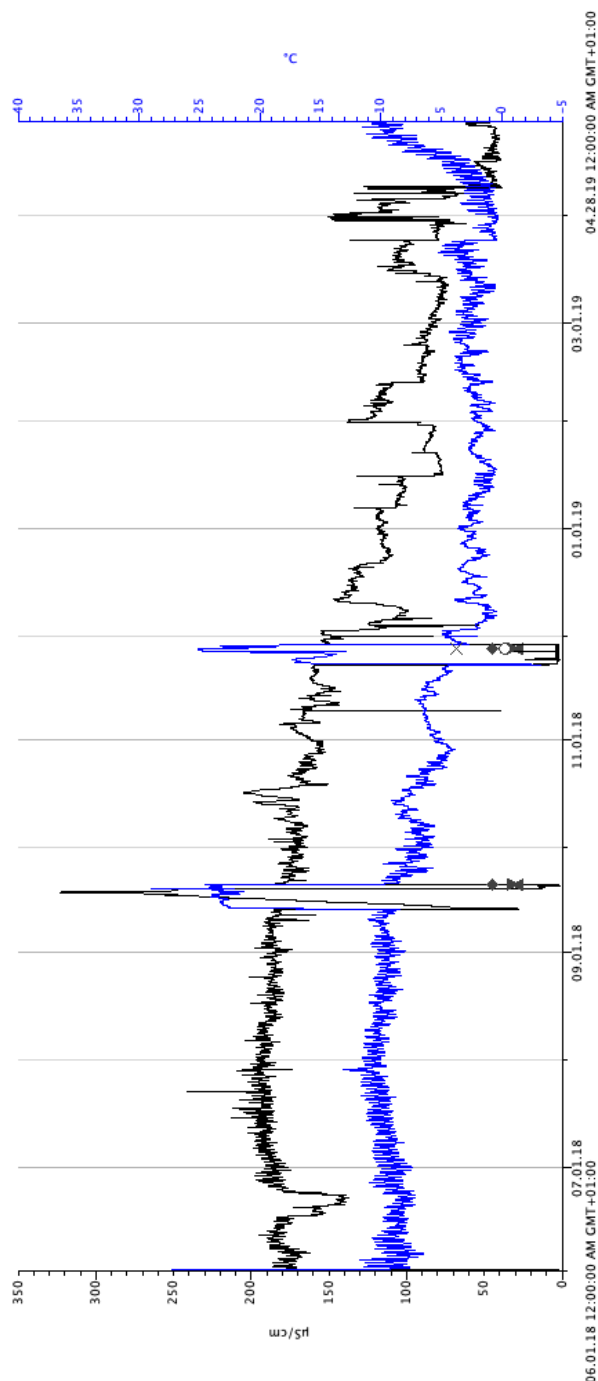
Figur 4.3: Måleserie av ledningsevne (svart) og temperatur (blå) ved lokalitet 1d (Risa 300 m nedstrøms Risebru) fra perioden 20. september 2018 – 28. april 2019.

Figur 4.4 viser måleserie av temperatur og ledningsevne fra lokalitet 2b som er i utløpsbekken fra Måketjern. Temperaturen er høy om sommeren med døgnvariasjoner og lav om vinteren. Det er lite endringer i ledningsevne fra ca. 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ om sommeren til ca. 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ om vinteren. Også her er det en økning av både temperatur og ledningsevne i april 2019.



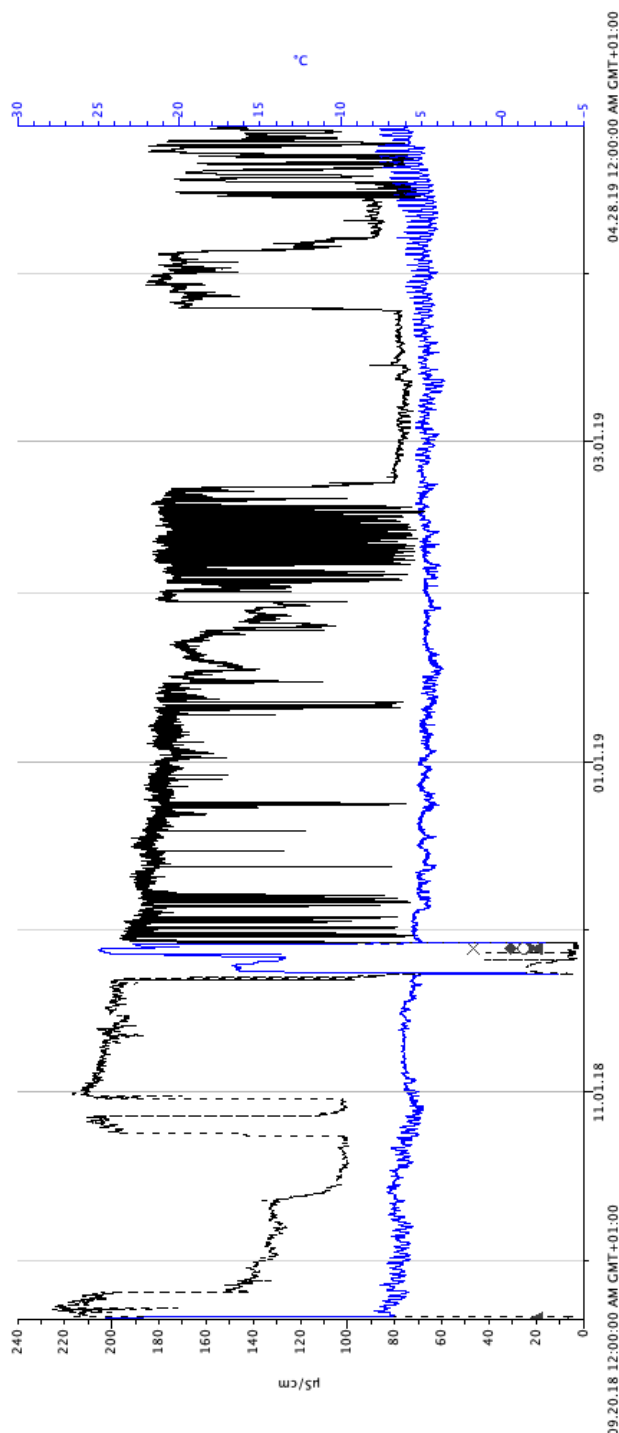
Figur 4.4: Måleserie av ledningsevne (svart) og temperatur (blå) ved lokalitet 2b (utløpsbekk fra Måketjern) fra perioden 1. juni 2018 – 28. april 2019.

Figur 4.5 viser måleserie av temperatur og ledningsevne for lokalitet 4e og 4e* i tilløpsbekk til Risa. Temperaturen er ca. 10 °C gjennom sommeren, og lav om vinteren (2-4 °C). Ledningsevnen er på ca. 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i sommer- og høstperioden med periodiske svingninger. I vinter- og vårperioden var det flere lengre perioder med varierende ledningsevne, og i april var ledningsevnen svært lav på ca. 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dette er den laveste ledningsevnen som har blitt målt i løpet av året. I denne perioden øker også temperaturen.



Figur 4.5: Måleserie av ledningsevne (svart) og temperatur (blå) ved lokalitet 4e og 4e* (tilløpsbekk til Risa) fra perioden 1. juni 2018 – 28. april 2019.

Figur 4.6 viser måleserie av ledningsevne og temperatur ved lokalitet 5d, sidebekk nordøst for Risebru. Temperaturen er jevn og ligger på 5-7 °C som indikerer mye grunnvannspåvirkning. Derimot er ledningsevnen veldig varierende med periodiske svingninger fra ca. 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Det er usikkert hva disse variasjonene skyldes. Det kan være på grunn av lite vannføring og at loggeren ble eksponert for luft/snø eller påvirket av snøsmelting.



Figur 4.6: Måleserie av ledningsevne (svart linje) og temperatur (blå linje) ved lokalitet 5d (sidebekk nordøst for Risebru) fra perioden 20. september 2018 – 28. april 2019.

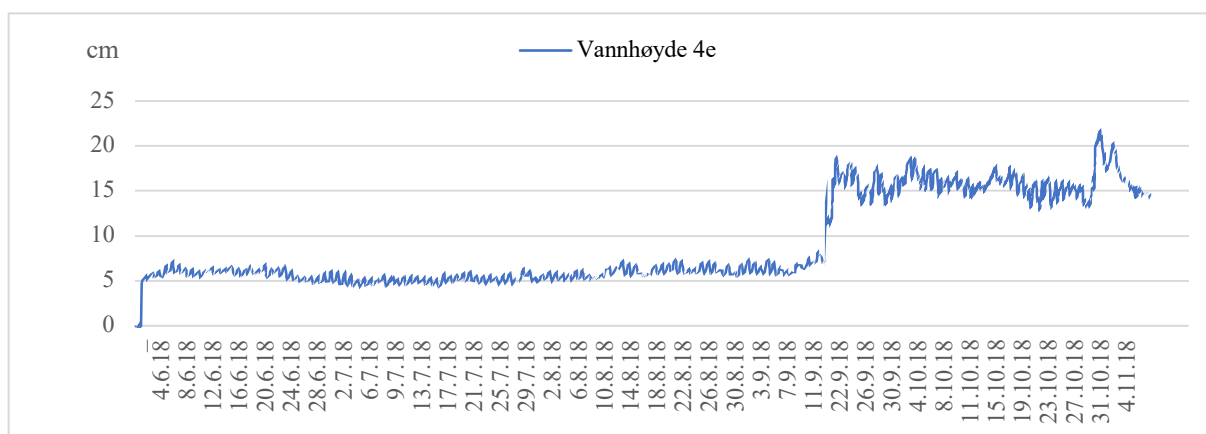
Beregning av vannhøyde fra trykkdata

Det ble beregnet vannhøyde i to bekker, en i utløpsbekken fra Måketjern (2b) og en i tilløpsbekk til Risa (4e), med trykklogger i perioden 1. juni til 9. november. Vannhøyden ble beregnet ut fra formelen:

$$h = \frac{P_{vann} - P_{luft}}{\rho \times g} \quad (\text{formel 4.1})$$

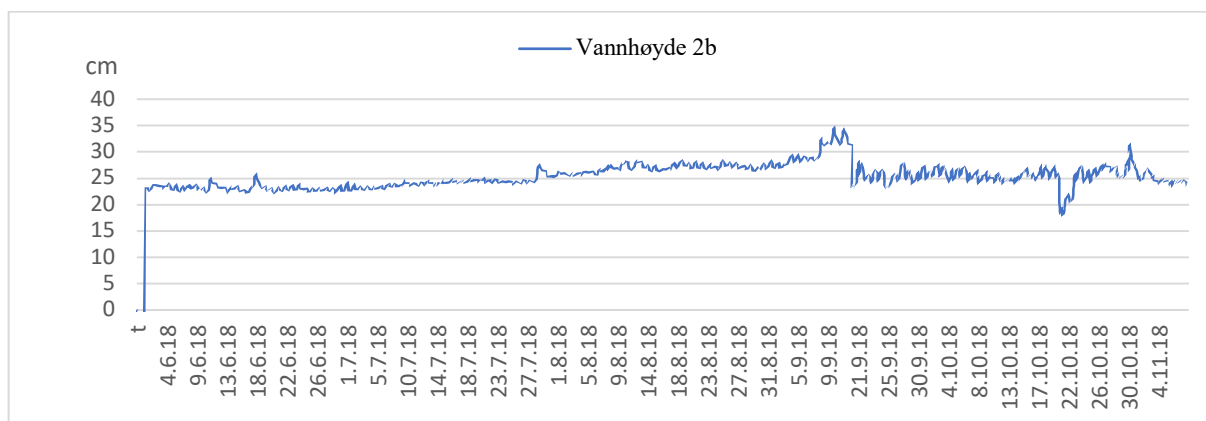
der h er vannhøyden (cm), P_{vann} og P_{luft} er trykket i vann og luft (Pa), ρ er tetthet av vann (kg/m^3) og g er tyngdens akselerasjon ($9,81 \text{ m/s}^2$).

Vannhøyden i tilløpsbekk til Risa (4e) er jevn på mellom 5-8 cm (Figur 4.7). Vannhøyden er stabil gjennom hele sommeren til tross for at det var svært lite nedbør. Dette tyder på at bekken er hovedsakelig dominert av grunnvann. Loggeren ble hentet opp i perioden 13.-20. september, og den raske økningen i vannhøyde etter dette er grunnet at loggeren ble plassert ca. 10 m lengre nedstrøms (4e*) da det var ønskelig å få inkludert målinger av små kildeutspring som befant seg langs bekken (se Figur 3.1 for kart for ny plassering av logger). I slutten av oktober får vannhøyden en økning til 20 cm. Dette kan relateres til mye nedbør som kom i samme periode.



Figur 4.7: Vannhøyde i tilløpsbekk til Risa (4e og 4e*) fra 1.06.18 - 09.11.18. Perioden fra 13.09.18 - 20.09.18 ble loggeren hentet opp for uthenting av data samt sjekket for batteri. Forskjellen i vannhøyde etter dette er grunnet ulik plassering i bekken.

Vannhøyden i utløpsbekk fra Måketjern (2a) viser samme trend med en jevn og lite fluktuerende vannhøyde på ca. 25 cm gjennom sommeren (Figur 4.8). Fra 8-13. september var det en økning på ca. 10 cm i vannhøyden. I denne perioden kom det også mye nedbør. Loggeren ble hentet opp i perioden 13-20. september, og endringen i vannhøyde kan komme av ulik plassering i bekken.


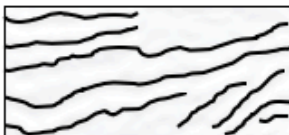

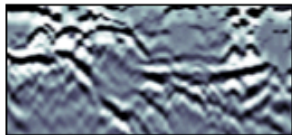


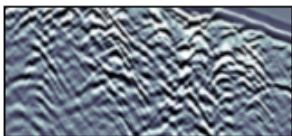


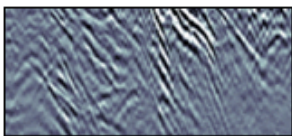


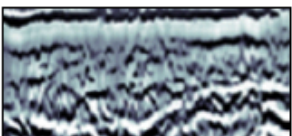
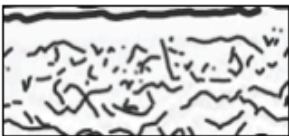

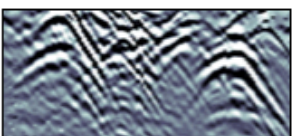


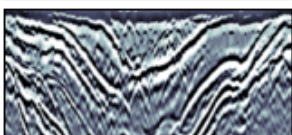




Figur 4.8: Vannhøyde i utløpsbekk fra Måketjern (2b) fra 1.06.18 - 09.11.18 Perioden fra 13.09.18 - 20.09.18 ble loggeren hentet opp for uthenting av data samt sjekket for batteri. Forskjellen i vannhøyde etter dette er grunnet ulik plassering i bekken.

4.2 Resultat av geofysiske undersøkelser

Georadar

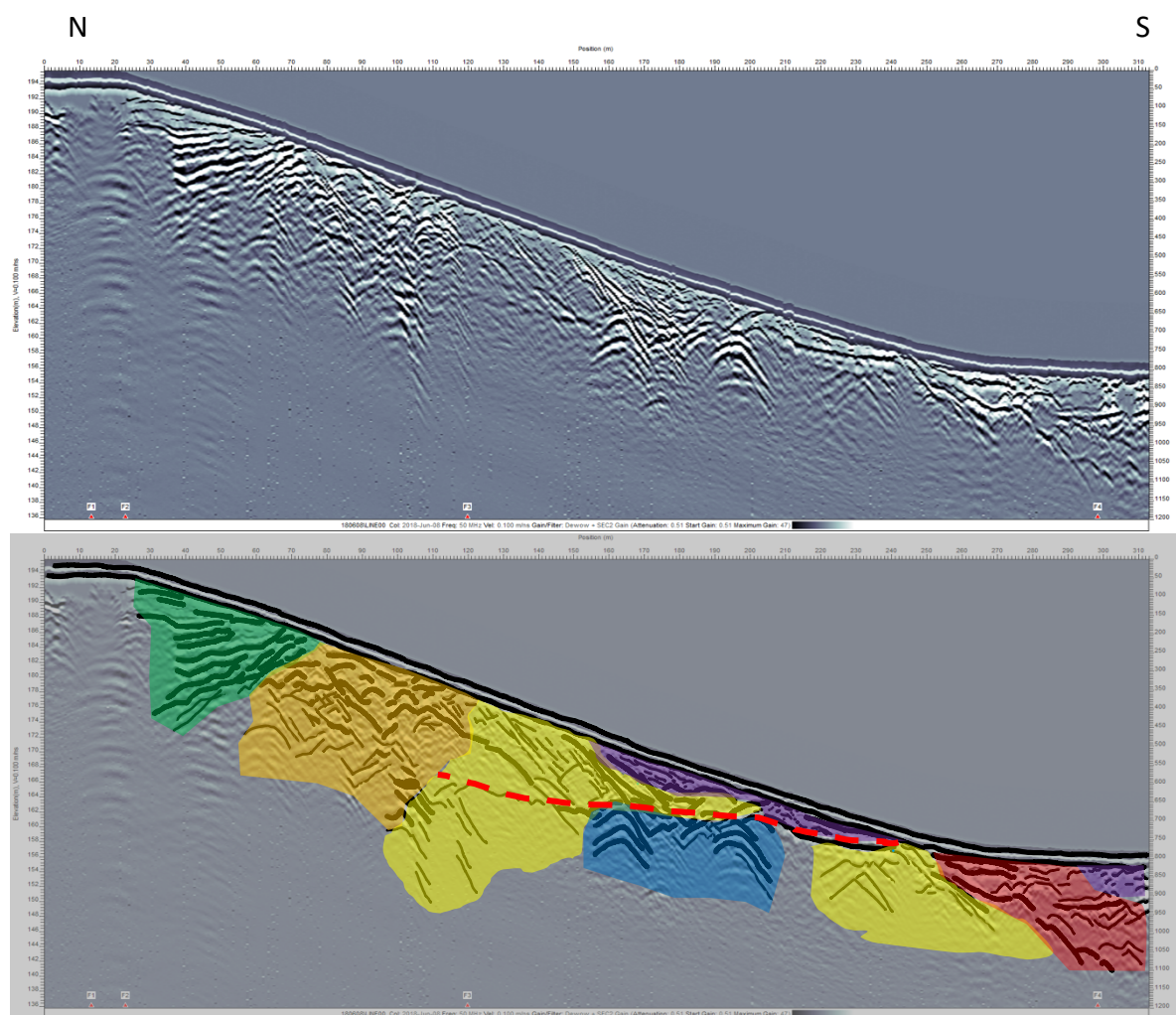
Tolkningen av ulike lag er basert på refleksjonskonfigurasjoner som kan finnes fra Figur B.1 i vedlegg B (for mer informasjon om tolkning av georadaropptak, se vedlegg B). På bakgrunn av dette er det utarbeidet 7 ulike georadarfacies for de fire profilene (Figur 4.9).

Refleksjonsmønster	Skisse	Fargekode	Beskrivelse
			(Sub)parallel
			Bølget
			Hauget
			Skrå
			Kaotisk
			Diffraksjoner
			Konveks

Figur 4.9: Skjema over de syv ulike georadarfacies som er blitt identifisert i de fire georadarprofilene. Hvert refleksjonsmønster har unik fargekode og beskrivelse.

Tolkning av profil GPR1

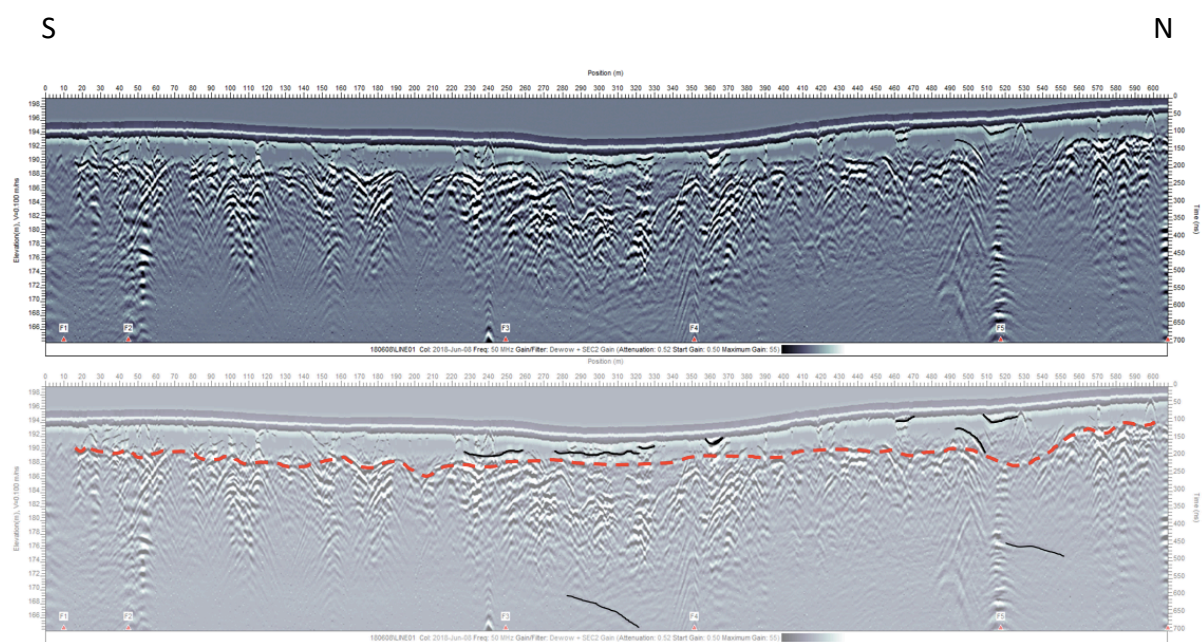
Opptaket ble tatt på traktorvei ned mot Risebru fra nord mot sør. Se Figur 3.1 i metodekapittel for kart der opptaket ble gjort. I profilet (Figur 4.10) har det blitt tolket seks ulike facies. Sand i subparallell skrålager hellende mot nord er tolket i den øverste delen av profilet (grønn facies). Oransje facies har et hauget refleksjonsmønster og er tolket som lagdelt sand/grus. I to partier av profilet kan det observeres tynne parallelle skrålager hellende mot sør (gul facies). Dette er tolket som sand og har en brattere helning i motsatt retning enn grønn farge. I midtpartiet av profilet (blå facies) observeres det noe som kan tolkes som nedgravde objekter eller blokker. Enkelte partier nære overflaten har noe som ligner et kaotisk refleksjonsmønster, og er derfor tolket som en egen facies med kryssjiktet sand/grus (lilla facies). I enden av profilet kan en observere et noe bølget refleksjonsmønster, og dette ble tolket som sand eller silt i en bølget lagdeling (rød facies). Det er også blitt tolket en mulig grense til grunnvannsspeilet i dette profilet (rød stiplet linje).



Figur 4.10: Georadarprofil fra GPR1 med identifiserte georadarfacies. Fargekoder for de ulike facies er gitt i Figur 4.9. Rød stiplet linje viser mulig grense til grunnvannsspeil.

Tolkning av profil GPR2

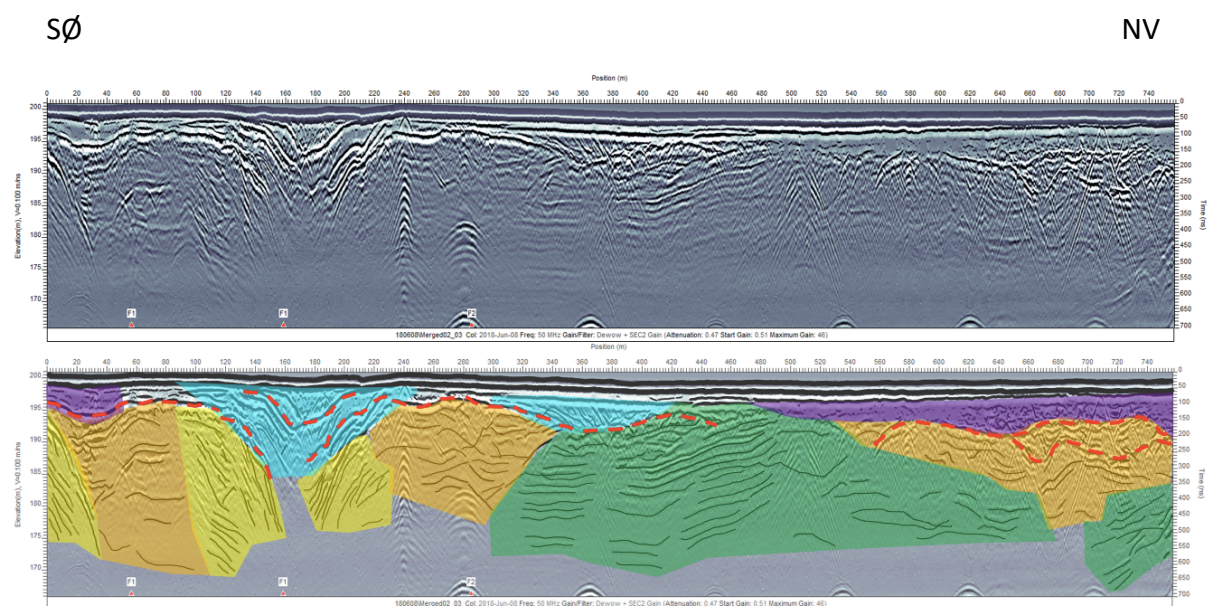
Opptaket av dette profilet foregikk langs Risebruvegen, en asfaltert vei i et spredt boligområde. Opptaket gikk fra sør mot nord, se Figur 3.1 i metodekapittel for kart der opptaket ble gjort. Profilet (Figur 4.11) er generelt preget av mange diffraksjoner og eventuelt støy. Om dette er grunnet blokker eller andre objekter slik som ledningsnett for vann og kloakk er usikkert, men det er observert flere blokker i området, både i Borgentjern ved Risebruvegen og på jordbruksarealene, slik at diffraksjoner fra blokker er sannsynlig. I øvre del av profilet (over rød stiplet linje) er det en gjennomgående refleksjonsfri sone som har en gjennomsnittlig tykkelse på 2-3 m. Den refleksjonsfrie sonen er mest sannsynlig et resultat av at de elektromagnetiske bølgene blir reflektert av asfalten. Det ble ikke tolket noen facies i dette profilet, grunnet mye diffraksjoner uten tydelige grenser.



Figur 4.11: Georadarprofil fra GPR2. Rød stiplet linje viser grensen mellom den nærmest refleksjonsfrie sonen og sonen med mye diffraksjoner.

Tolkning av profil GPR3

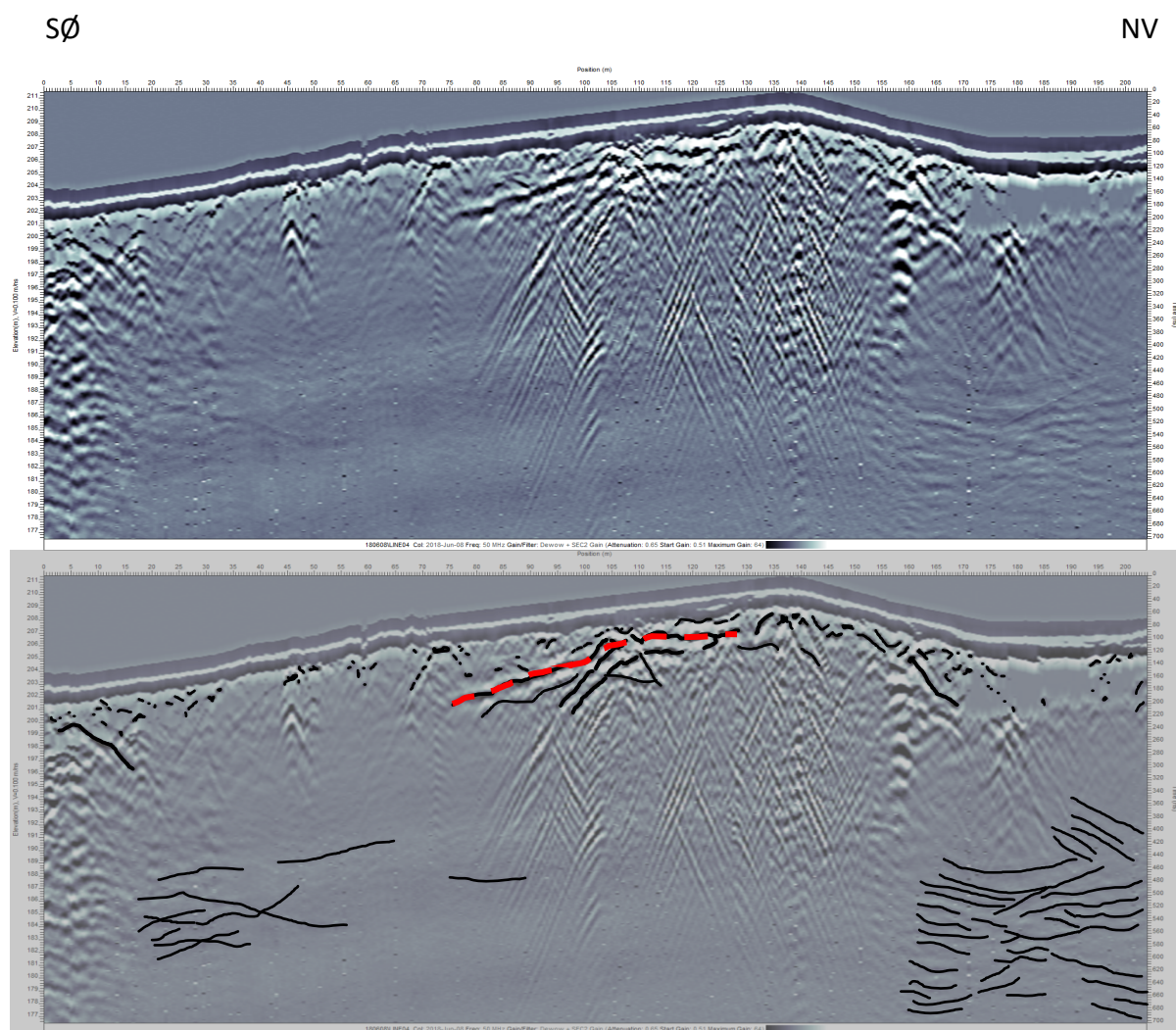
Opptaket ble tatt på grusvei ved Sesvolltjernet fra sørøstlig retning mot nordvest. Se Figur 3.1 i metodekapittel for kart der opptaket ble gjort. I profilet (Figur 4.12) ble det tolket fem ulike facies. Turkis facies viser en konveks lagdeling. Dette kan bli tolket som tidligere smeltevannselver som har blitt fylt opp av sedimenter. Turkis facies lengst sørøst har en større mektighet og en dypere og brattere grense. Turkis facies i midten av profilet har mindre mektighet og en kan se parallelle skrålag som kan tolkes som progradering mot nordvest. Lagpakken med mindre mektighet er trolig blitt avsatt av en mindre smeltevannselv som kan ha vært en del av et skiftende elveløp. Rød stiplet linje markerer en relativt gjennomgående sterk refleksjon, som kan tolkes enten som grense til grunnfjell, eller en grense mellom kulturjord og glasifluviale avsetninger. Grønn facies er tolket som subparallelle til hellende lag av sand. I den sørøstlige delen av profilet dominerer gul facies. Dette er områder med sterkt hellende skrålag som heller mot både sørøst og nordvest. I flere deler av profilet er det områder med oransje facies. Dette er hauget refleksjonsmønster og er tolket som lagdelt sand og/eller grus.



Figur 4.12: Georadarprofil fra GPR3 med identifiserte georadarfacies. Fargekoder for facies er gitt i Figur 4.9. Rød stiplet linje viser mulig grense til berggrunn eller grense mellom kulturjord og glasifluviale avsetninger.

Tolkning av profil GPR4

Opptaket ble tatt langs skogsvei bak Sedsvoll Skole i et skogsområde fra sørøstlig retning mot nordvest. Se Figur 3.1 i metodekapittel for kart der opptaket ble gjort. Profilet (Figur 4.13) bak Sedsvoll Skole bærer preg av diffraksjoner og refleksjonsfrie soner. Fra kvartærgeologiske kart er dette området kartlagt som tynt dekke av morenemateriale (NGU, u.å.-e). Manglende signaler og diffraksjoner kan derfor være grunnet blokker, usortert materiale og/eller grunne avsetninger. Det har blitt tolket er en sterk refleksjon i øvre del av profilet, merket med rød stiptet linje. Dette vil mest sannsynlig være grense til berggrunn, da det kunne tydelig observeres fjellblotninger i området. Lengst mot nordvest er det en refleksjonsfri sone i de øverste 3 m i profilet som antageligvis er fyllmasser. Området skiller seg ut i forhold til de andre profilene ved at det domineres av tynt morenedekke og berggrunn, i motsetning til mektige sand/grus-avsetninger. Derfor vil refleksjonsmønstrene i dette profilet være svært vanskelig å definere med sikkerhet.



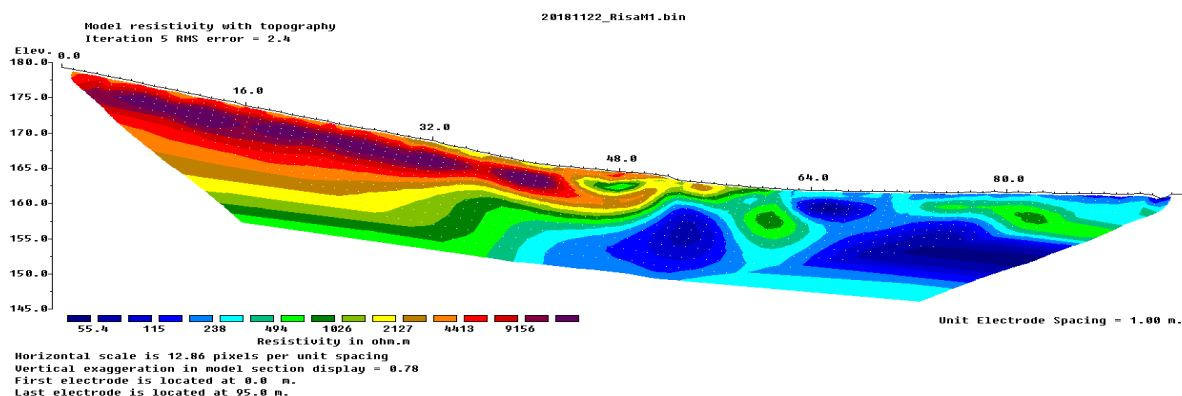
Figur 4.13: Georadarprofil fra GPR4. Rød stiptet linje viser mulig grense til berggrunn.

Basert på tolkninger av georadarprofiler i området er det tydelige lokale forskjeller med henhold til refleksjonsmønster. Dette viser at løsmassene har en heterogen geologisk struktur. Det er ikke blitt observert tydelige laggrenser med ulik kornstørrelse og helning som er typisk for deltautbygging. I profil GPR1 (Figur 4.10) og GPR3 (Figur 4.12) ble det observert flere skrålag med helning i ulike retninger. Løsmassene er derfor trolig påvirket av breelver i forbindelse med breens tilbaketrekning. Kornstørrelsen varierer fra fin sand til blokk som også kan sees på kvartærgeologiske kart over området nord for Risa (Figur 2.5).

Elektrisk resistivitet tomografi

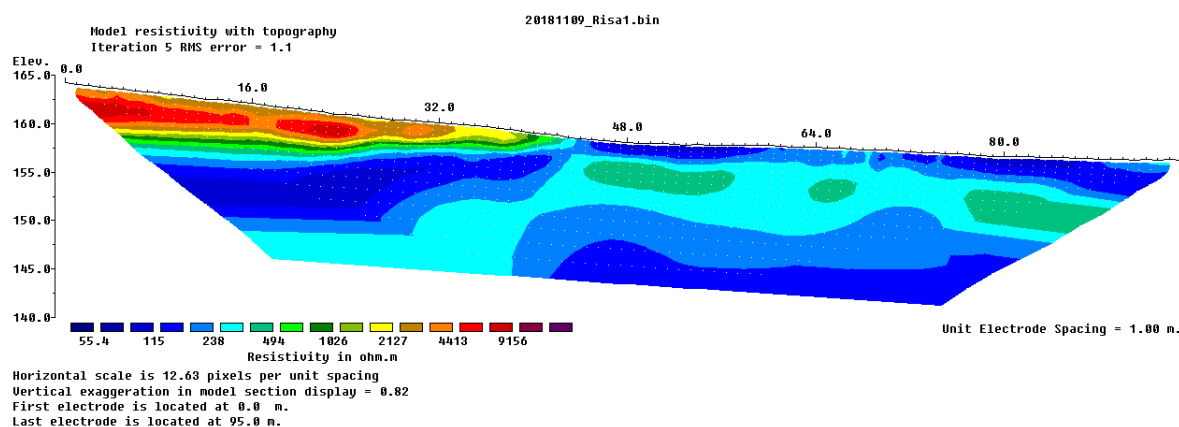
De to profilene har begge en lengde på 95 meter. Profil ERT1 ble tatt i et område like nordøst for Risebru, mens profil ERT2 ble tatt langs skråning like nord for Måketjern (se Figur 3.1 i metodekapittel for kart).

Høye resistivitetsverdier indikerer tørr sand og man finner de høyeste verdiene i profil ERT2 (Figur 4.14). Her har man resistivitetsverdier over 9000 ohm, noe som trolig skyldes en større overflategradient og en tykkere umettet sone. De lavere resistivitetsverdier (<400 ohm) indikerer våte sedimenter. For profil ERT2 kan man tydelig observere to anomalier ved 160 moh. og etter 60 og 80 meter i lengderetning. Disse relativt runde områdene med resistivitetsverdier mellom 500-1000 ohm kan være organisk materiale.



Figur 4.14: Resistivitetsprofil for ERT2. Profilet ble tatt i skråning like nord for Måketjern. Fargekoder indikerer ulik resistivitet, hvor blå farge viser lavest resistivitet. Profilet har en lengde på 95 m. RMS error er på 2,4.

For profilet ERT1 (Figur 4.15) har man et felt med lavere resistivitet ved 155 moh. som heller svakt mot sør. Dette feltet er mer kontinuerlig enn anomaliene i ERT2 og kan indikere innslag av grovere materiale i form av grus, mens materialet rundt er finere. Dette støttes opp av observasjoner knyttet til installering av to brønner (B3 og B4, se Figur 3.1). Da brønnen (B3) ble spylt kom det opp grus. Brønnen går 10 meter ned i grunnen omtrentlig midt på profilet ERT1, som sammenfaller med dybde til sonen med grovere sedimenter basert på resistivitetsverdier.



Figur 4.15: Resistivetsprofil for ERT1. Profilet ble tatt i et åpent område like nordøst for Risebru. Fargekoder indikerer ulik resistivitet, hvor blå farge viser lavest resistivitet. Profilet har en lengde på 95 m. RMS error er på 1,1.

For profilet ERT2 er overgangen mellom tørt og vått sediment noe mer diffus sammenlignet med profil ERT1. Det kan diskuteres om dette skyldes dårligere kontakt ettersom det var noe frost i bakken da resistivitetsmålingene for ERT2 ble utført, eller om det kan indikere en mer fremtredende kapillærvannssone hvor vannet har et undertrykk. Grunnvannsspeilet for profil ERT2 ligger høyere sammenlignet med ERT1, noe som kan bekreftes med egne høydedata tatt ved Måketjern og kildeutspring. Grunnvannsspeilet er mellom 160 og 165 moh. for profil ERT2. For profilet ERT1 ligger grunnvannsspeilet mellom 155 og 160 moh. Det er ikke mulig å observere noen fjelloverflate i profilene. Det er mulig at området ved ERT2 har en større tilførsel av grunnvann på grunn av en naturlig nedsenkning og brattere topografi som gir en innsnevring av akviferen i strømningsretning.

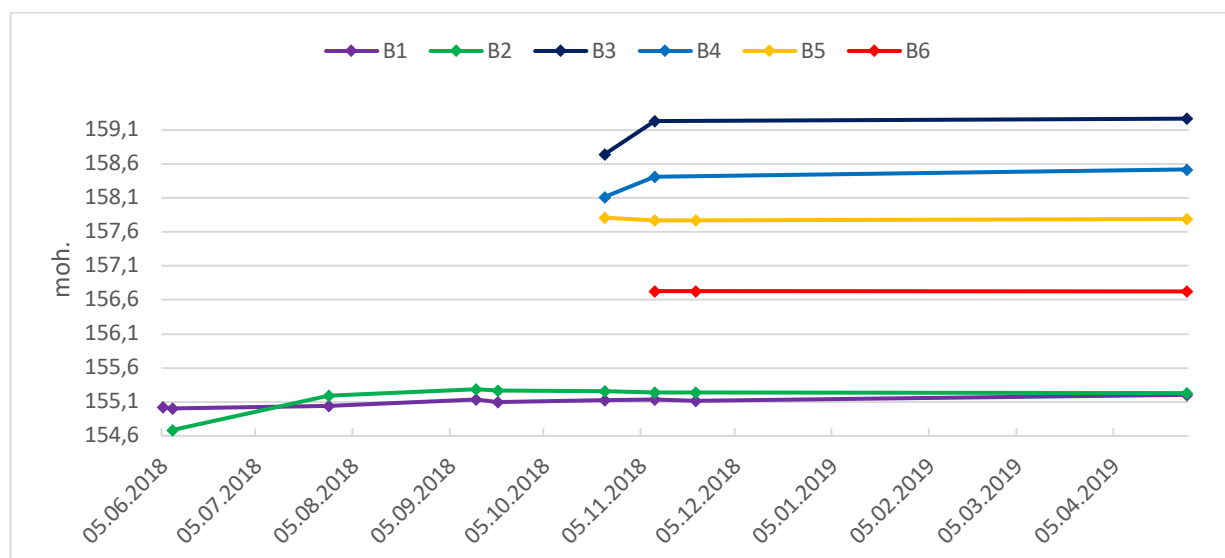
4.3 Observasjonsbrønner

Tabell 4.3 viser målt grunnvannsnivå i alle nedsatte brønner. Se Figur 3.1 i metodekapittel for oversiktskart over plasseringen av brønnene. Manglende målinger fra B3 og B4 den 22. november skyldtes gjenfryste rør, så det var ikke mulig å måle om vinteren. Vannstanden var i disse rørene over terrengnivå, så de var derfor svært utsatt for kalde lufttemperaturer. B1, B5 og B6 viser reelt grunnvannsspeil siden de er slisset gjennom hele rørlengden.

Tabell 4.3: Målt grunnvannsstand i installerte brønner fra perioden 01.06.2018 - 28.04.2019.

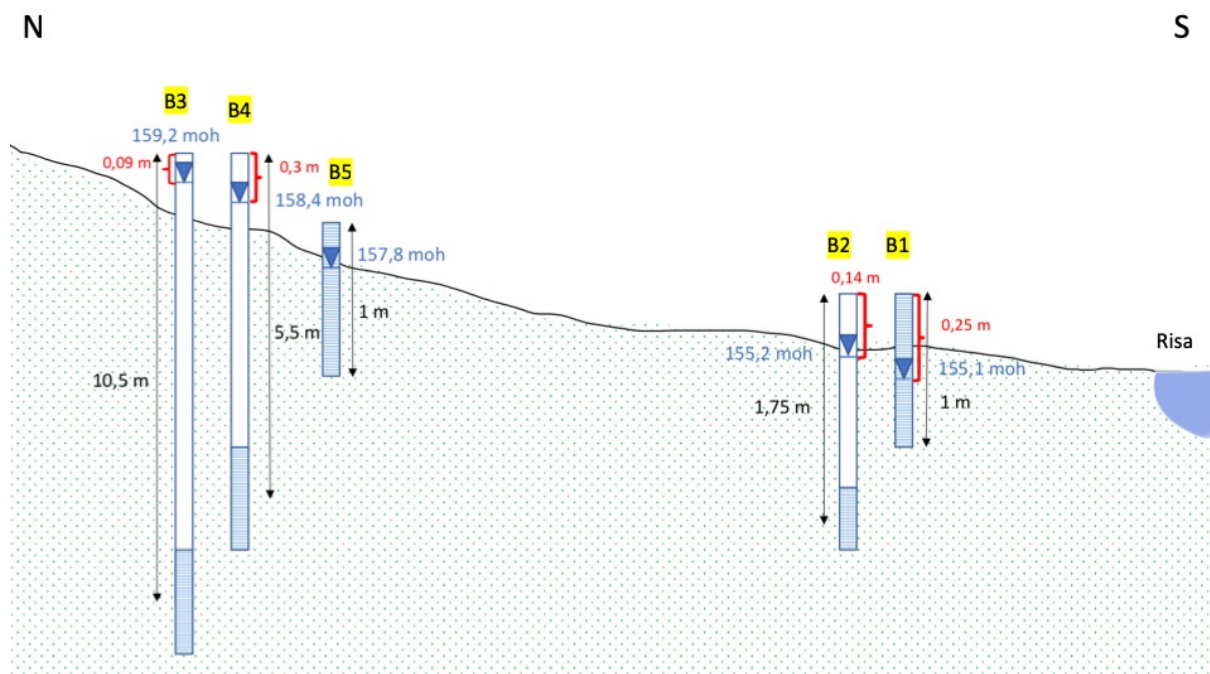
Dato	B1 (moh.)	B2 (moh.)	B3 (moh.)	B4 (moh.)	B5 (moh.)	B6 (moh.)
05.06.18	155,024					
08.06.18	155,004	154,686				
28.07.18	155,044	155,196				
13.09.18	155,134	155,286				
20.09.18	155,099	155,266				
24.10.18	155,124	155,256	158,742	158,115	157,81	
09.11.18	155,134	155,236	159,232	158,415	157,77	156,73
22.11.18	155,114	155,236	fryst	fryst	157,77	156,73
28.04.19	155,204	155,231	159,267	158,52	157,79	156,725

Figur 4.16 viser grunnvannsnivå i alle installerte brønner fra juni 2018 til april 2019. I B2, B3 og B4 viser første måling et noe lavere grunnvannsnivå enn senere målinger. Dette er fordi målingen ble tatt rett etter installering som ikke representerer et grunnvannsnivå som har stabilisert seg.



Figur 4.16: Grunnvannsnivå (moh.) i alle installerte brønner (B1, B2, B3, B4, B5 og B6) fra perioden 05.06.2018 - 28.04.2019.

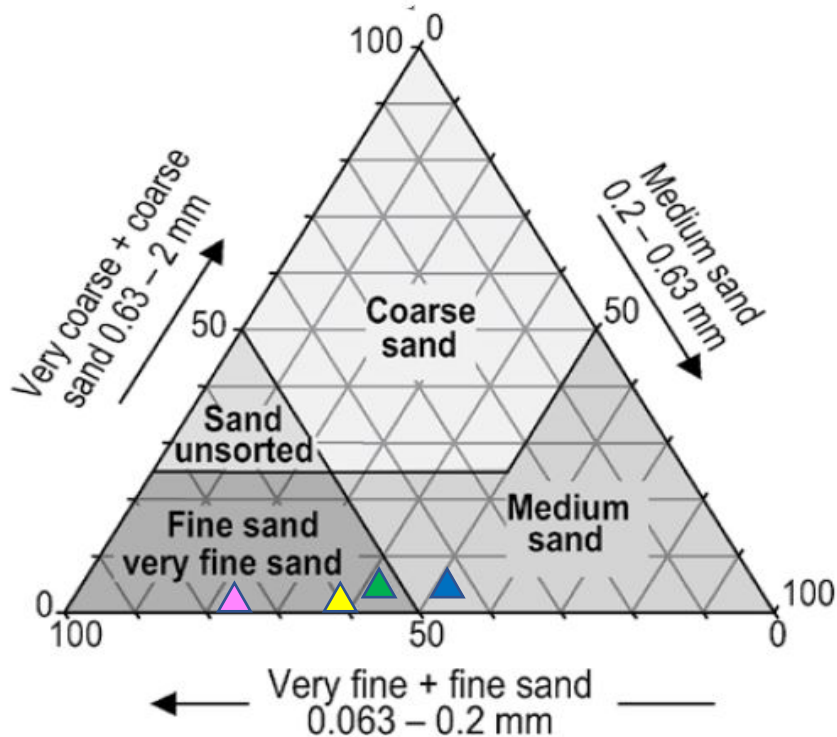
Grunnvannsnivået holder seg relativt stabilt, men har en liten økning på ca. 10 cm i løpet av perioden. I B2, B3 og B4 var det stabile grunnvannsnivået høyere enn det reelle grunnvannsspeilet. I B3 og B4 var også nivået i brønnene høyere enn terrengnivået. Figur 4.17 viser snitt av brønnenes plassering i terrenget med målt grunnvannsnivå og rørlengde. B3 og B4 har en filterlengde på 1 m, mens B2 har en filterlengde på 0,5 m. B1 og B5 er slisset hele rørlengden og viser derfor reelt grunnvannsnivå. B1 er plassert like ved B2, mens B5 er plassert like ved B3 og B4. B2 har et større hydraulisk trykspotensial enn B1, og B3 og B4 har et større hydraulisk trykspotensial enn B5. Ulikhetene i trykket gjenspeiler dybden ned til filteret, hvor den dypeste brønnen (B3) også har det høyeste trykspotensialet. Dette viser at grunnvannet har en oppadgående grunnvannsstrømning med dominerende strømningsretning i vertikal retning.



Figur 4.17: Illustrativt snitt fra nord til sør av plasseringen av brønnene B1, B2, B3, B4 og B5 i forhold til hverandre med brønnlengde (fra topp til midten av filter) og grunnvannsnivå målt 09.11.2018.

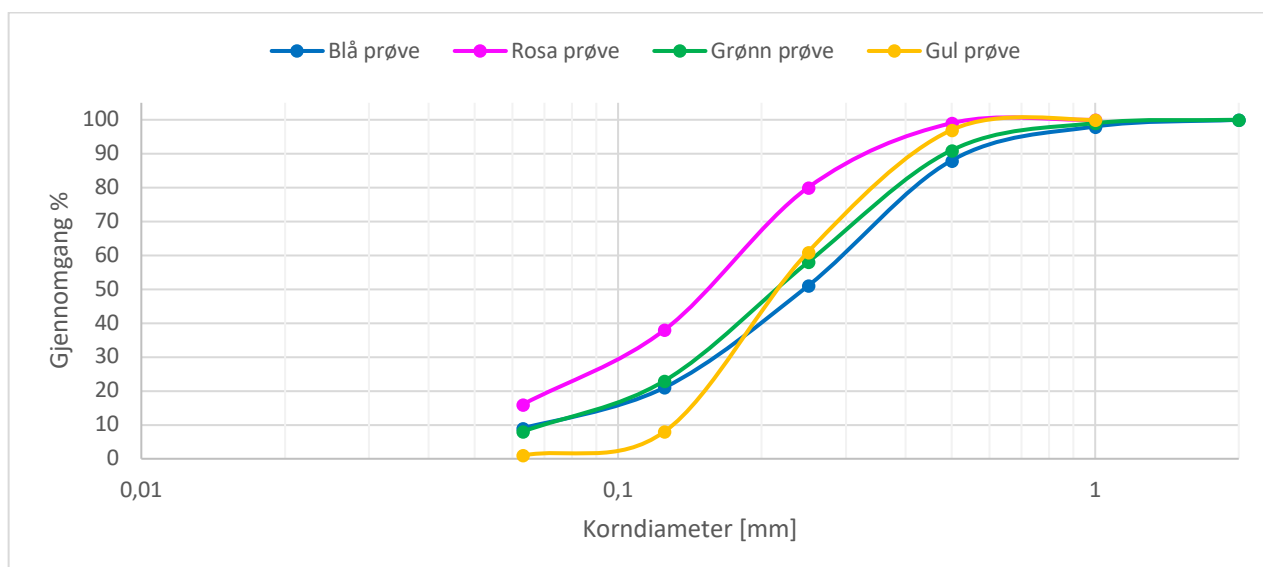
4.4 Kornfordelingsanalyse og beregning av hydraulisk konduktivitet

Figur 4.18 viser plasseringen til jordprøvene i trekant for sandklassifisering. Gul, grønn og rosa prøve ble klassifisert som fin til veldig fin sand. Blå prøve ble klassifisert som medium sand. Klassifiseringen ble ikke nøyaktig da maskeviddene som ble brukt under sikting og fraksjonene i klassifiseringstrekanten ikke samsvarte.



Figur 4.18: Prøvenes klassifisering i sandtrekant (modifisert fra WRB, 2014).

Figur 4.19 viser kornfordelingskurve til de fire prøvene. Se tabell C.4 i vedlegg C for den prosentvise kumulative fordelingen til prøvene. Fraksjonene leir og silt ($<0,063$ mm) er ikke med da det kun var sandfraksjonene som ble analysert. Gul prøve har lite av leir- og siltfraksjoner (1 %) og er derfor mer nøyaktig med en kornfordelingskurve som dekker en større prosentandel. Rosa prøve har 16 % av leir- og siltfraksjonen og kornfordelingskurven vil derfor ikke være komplett. Grønn og blå prøve har noe grovere fraksjoner enn de andre prøvene. Disse prøvene er fra samme lokalitet (ved B6) og viser en relativt lik kornfordelingskurve. Rosa og gul prøve er fra lokalitet ved B5 og er mer ulike, spesielt i fraksjonene leir og silt. Rosa prøve er tatt ved 90-100 cm dybde og gul prøve er tatt ved 0-10 cm dybde. Dette indikerer at det er lokale forskjeller i innholdet av fine fraksjoner i løsmassene.



Figur 4.19: Kornfordelingskurve for de fire jordprøvene. Blå og grønn prøve er fra lokalitet B6, rosa og gul prøve er fra lokalitet B5.

Bestemmelse av hydraulisk konduktivitet

Alle prøvene er godt sorterte med en sorteringsgrad (d_{60}/d_{10}) under 5. Hazens likning (formel 3.4) for utregning av hydraulisk konduktivitet i mettet sone (K_s) kan derfor tas i bruk for alle prøvene. Den hydrauliske konduktiviteten varierer fra $2,17 \times 10^{-4}$ m/s til $2,78 \times 10^{-5}$ m/s (Tabell 4.4). Den rosa prøven hadde mer enn 10 % finere materiale med kornstørrelser $< 0,063$ mm. Resultatet for rosa prøve blir derfor en tilnærmet hydraulisk konduktivitet ved bruk av Hazens likning.

Tabell 4.4: Oversikt over effektive kornstørrelser for 10 %, 50 % og 60 % av den totale prøven. d_{60}/d_{10} er sorteringsgraden. K_s er hydraulisk konduktivitet for mettet sone.

Jordprøve	d_{10}	d_{50}	d_{60}	d_{60}/d_{10}	K_s (m/s)
Gul	0,137	0,219	0,252	1,839	$2,17 \times 10^{-4}$
Grønn	0,07	0,217	0,266	3,8	$5,67 \times 10^{-5}$
Rosa	0,049	0,163	0,184	3,755	$2,78 \times 10^{-5}$
Blå	0,067	0,251	0,299	4,463	$5,19 \times 10^{-5}$

De ulike hydrauliske konduktivitetene til jordprøvene viser til at materialet er godt sortert sand eller utvasket glasialt materiale. K_s -verdiene til grønn, rosa og blå prøve er på grensen til å være siltig sand eller fin sand ved bruk av tabell over hydraulisk konduktivitet for ulike materialer

fra Fetter (2018) (Tabell 4.5). Gul prøve har høyest K_s og er godt sortert sand/utvasket glasialt materiale.

Tabell 4.5: Hydraulisk konduktivitet for ulike materialer (Modifisert fra (Fetter, 2018)).

<i>Materiale</i>	<i>Hydraulisk konduktivitet [m/s]</i>
Godt sortert grus	$10^{-4} - 10^{-2}$
Godt sortert sand, utvasket glasialt materiale	$10^{-5} - 10^{-3}$
Siltig sand, fin sand	$10^{-7} - 10^{-5}$
Silt, sandig silt, morenemateriale	$10^{-8} - 10^{-6}$
Leire	$10^{-11} - 10^{-8}$

4.5 Undersøkelser av klimatiske forhold

Beregninger av grunnvannsbidrag langs Risa

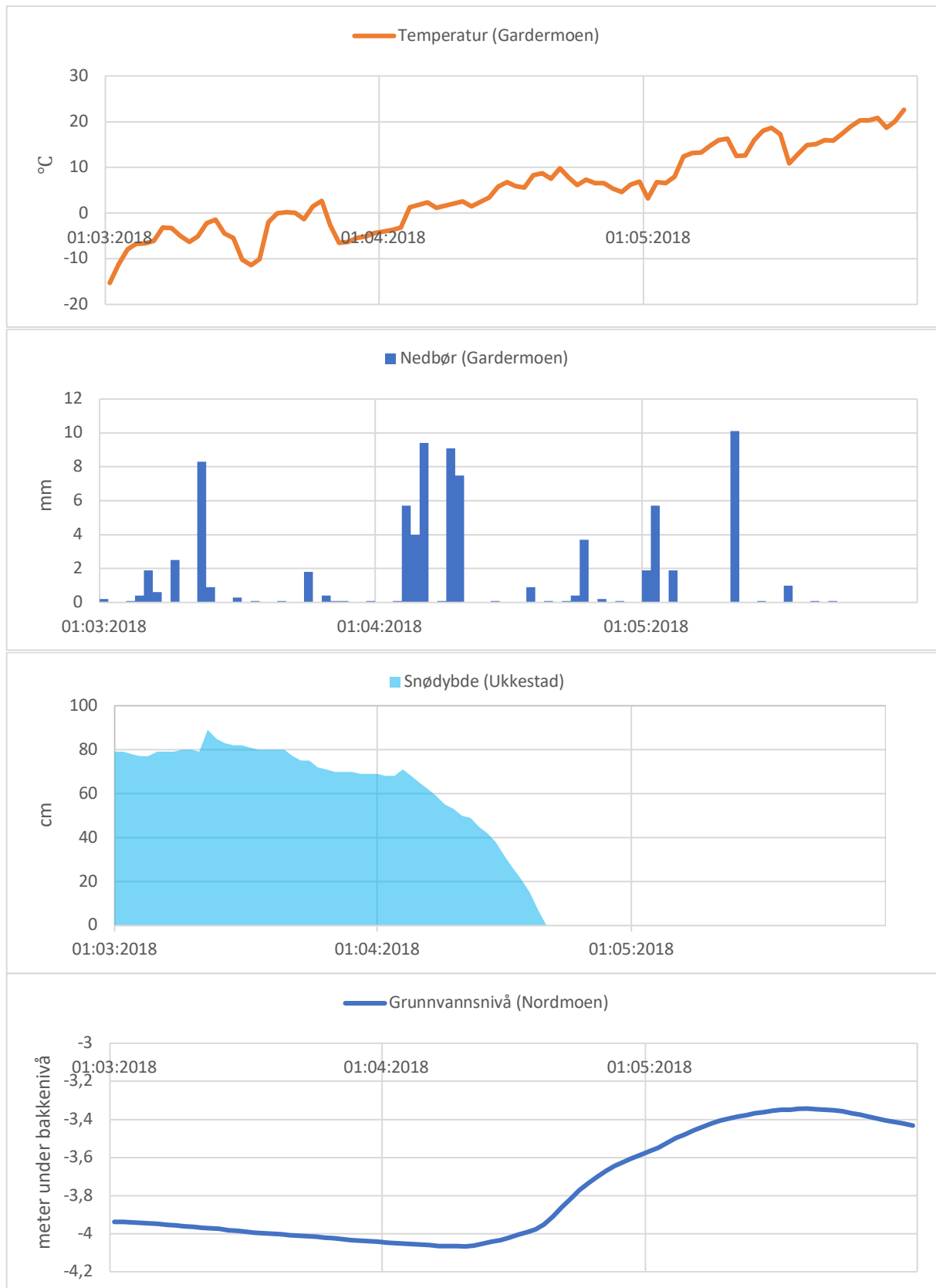
Beregninger fra karttjenesten NEVINA viste en middelvannføring fra område 1 (Hersjøen) på 0,569 m³/s. Middelvannføringen fra område 2 ble beregnet til å være 0,0754 m³/s, som tilsvarer det direkte grunnvannsbidraget i dette området. Basert på dette vil vannet som føres gjennom røret ved Risebru ha en vannføring på 0,644 m³/s. I område 3 ble middelvannføringen estimert til å være 0,08775 m³/s. Dette vil tilsvare grunnvannsbidraget fra begge sider av elven i dette området. Totalt vil middelvannføringen for hele strekket bli på 0,73 m³/s. Fra 1966-1975 og 1993-2001 har NVE målt vannføring i Risa med en gjennomsnittlig avrenning på 0,72 m³/s (vedlegg F). Avrenning fra NEVINA ble beregnet til å være 0,73 m³/s og samsvarer godt med vannføringsmålingene fra den nedlagte stasjonen i Risa. Det er derfor rimelig å anta at beregningene fra NEVINA er brukbare.

Bidraget av direkte utstrømning av grunnvann inn i Risas øvre del vil være summen av bidragene fra område 2 og område 3, og vil være 0,163 m³/s. Dette tilsvarer 22 % av den totale vannføringen og viser at Hersjøen gir det største bidraget av vann til Risa (ca. 80 %). Om tilførsel av vann fra Hersjøen stoppes midlertidig ved en blokkering av rør ved Risebru, så vil Risa kun få tilførsel av direkte innstrømning av grunnvann.

Fluktuasjoner i grunnvannet

Grunnvannsnivå på Hauerseter og nedbør på Gardermoen fra perioden 2001 til 2018 kan finnes i vedlegg G. Grunnvannsstanden fluktuerer fra år til år. Grunnvannsnivået var i 2007 18,9 m under bakkenivå. I 2015 var grunnvannsstanden høyere på 17,5 m under bakkenivå og aller høyest i 2016 med 16,8 m under bakkenivå. Grunnvannets fluktuasjoner kan ses i sammenheng med mengde nedbør, og grunnvannet ser ut til å ha en forsinkelse på ca. 6 måneder.

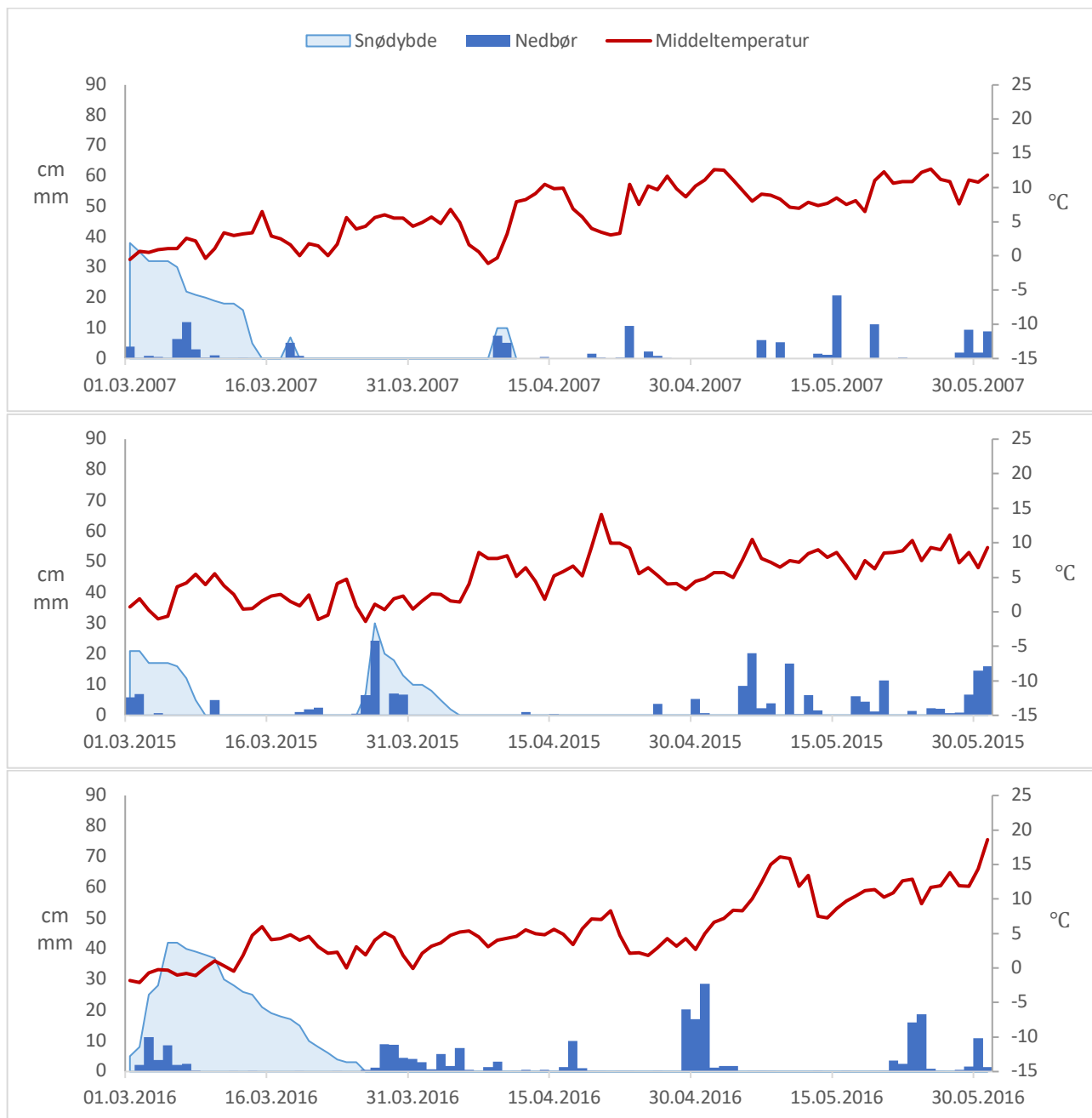
Temperatur, nedbør, snødybde og grunnvannstand fra 1. mars til 1. juni 2018 kan ses i Figur 4.20. Snøsmeltningen skjer i løpet av ca. 3 uker i april. Grunnvannsnivået øker jevnt fra midten av april og får en topp i midten av mai, omtrent en måned etter at snøen er borte. Grunnvannet har kortere responstid på Nordmoen, ettersom tykkelsen på den umettede sone er mindre sammenlignet med den som er på Hauerseter.



Figur 4.20: Oversikt over temperatur (°C), nedbør (mm), snødybde (cm) og grunnvannstand (m under bakkenivå) fra perioden 01.03.2018-01.06.2018.

Klimatiske forhold i vårperioden fra 2007 til 2018

Figur 4.21 viser temperatur, nedbør og snødybde fra mars til juni for 2007, 2015 og 2016. Data fra andre år kan ses i vedlegg H. Det er lite som tilsier at det var spesielle forhold med hensyn på temperatur, snøsmelting eller nedbør i perioden mars til juni i årene med fiskedød (2007, 2015 og 2016) i forhold til andre år. 2007, 2015 og 2016 skiller seg noe fra andre år med å ha lite snø som ble borte senest i begynnelsen av april. For de andre årene var det nesten ingen snø eller mye snø. I 2009, 2010, 2011, 2013 og 2018 var det mye snø. Snøsmeltingen går relativt raskt i alle år, fra mellom 2-4 uker. I årene med fiskedød øker temperaturen relativt gradvis i perioden mars til juni. Felles for 2007 og 2015 er at temperaturen holder seg ganske lav, der ingen temperaturer er over 15 °C. I andre år er det noe høyere temperaturer i denne perioden. I 2016 er det litt varmere i mai enn i 2007 og 2015. En trend kan være at årene med fiskedød har lite snø, er litt kaldere enn andre år og uten store temperatursvingninger. I mai måned 2015 var det mer nedbør enn andre år, men i 2013 og 2014 var nedbøren også høy i mai. I 2007 og 2016 var det mindre nedbør i løpet av mai.



Figur 4.21: Oversikt over temperatur (°C), snødybde (cm) og nedbør (mm) i årene med fiskedød (2007, 2015 og 2016) fra perioden 1. mars til 1. juni.

Snøtaksering

Beregninger av vannekvivalent (formel 3.5) fra snøtaksering gjennom de tre strekkene S1, S2 og S3 ga følgende vannekvivalenter:

S1 i bjørkeskog hadde en gjennomsnittlig vannekvivalent på 145 mm.

S2 i jordbruksområde hadde en gjennomsnittlig vannekvivalent på 170 mm.

S3 i skråning ved Hersjøen hadde en gjennomsnittlig vannekvivalent på 212 mm.

Gjennomsnittlig vannekvivalent for alle tre strekkene ble 176 mm. Senorge.no viser en vannekvivalent på 100-250 mm fra samme dato (21.03.2018). Dette er innenfor den estimerte verdien, men vil fortsatt være noe upresis. Snøtakseringen ble gjort i perioden rett før snøsmeltingen begynte. Dette kan sammenlignes med vannekvivalenter beregnet fra senorge.no fra tidligere år da snøen var på sitt tykkeste om våren rett før starten av snøsmeltingen:

2007: 50-100 mm

2008: under 50 mm

2009: 100-250 mm

2010: 50-100 mm

2011: 100-250 mm

2012: under 50 mm

2013: 100-250 mm

2014: under 50 mm

2015: under 50 mm

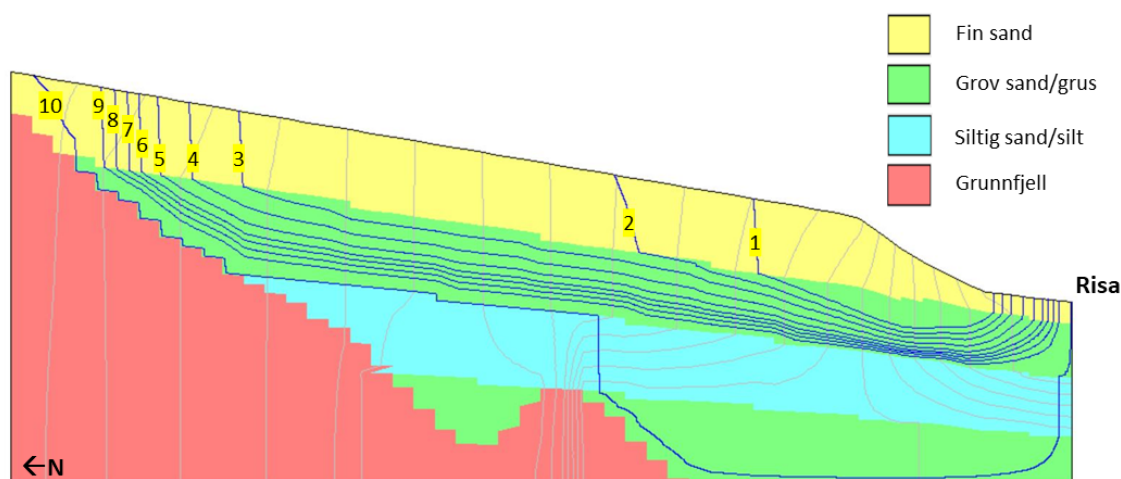
2016: under 50 mm

2017: under 50 mm

Vannekvivalenten fra 2018 (sammen med 2009, 2011 og 2013) vil være en maksverdi sammenlignet med andre år. Alle årene med fiskedød (2007, 2015 og 2016) hadde en vannekvivalent under 50 mm før snøsmeltingen begynte. Det er derfor lite grunn til å tro at snømengde med mye smeltevann har vært en vesentlig faktor for episoder med fiskedød tidligere.

Konseptuell modellering av grunnvannsstrømning

Figur 4.22 viser grunnvannsmodellering (modell 1) av tverrsnitt like ved grunnvannsskillet i nord til utstrømningsområdet Risa ved Risebru med 10 strømningslinjer. Se Tabell I.1 og Tabell I.2 i vedlegg I for mer informasjon om bestemmelsen av de ulike enhetene og parameterne hydraulisk konduktivitet og porøsitet i modellen.



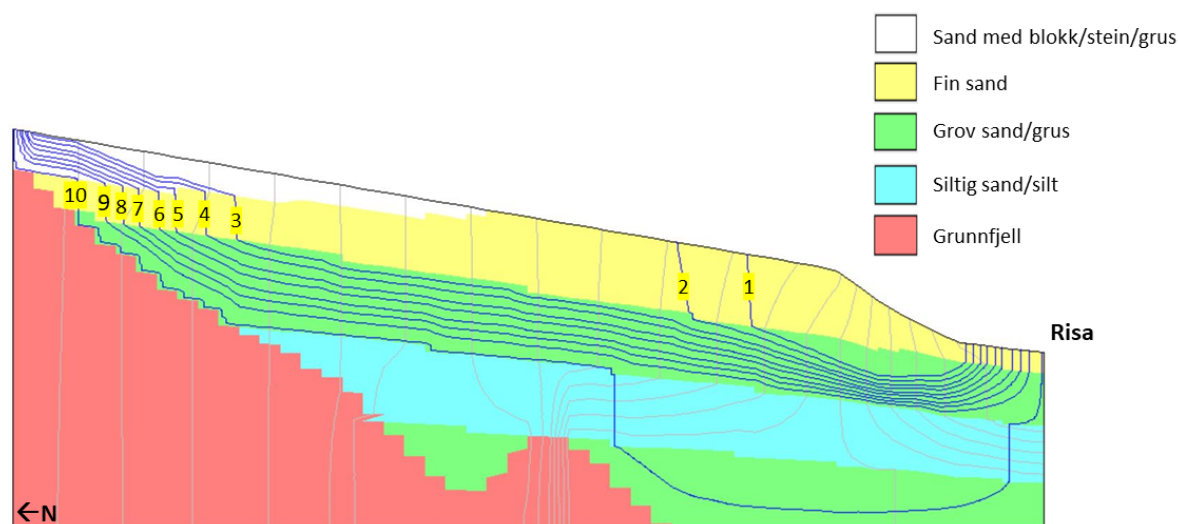
Figur 4.22: Modell 1 som viser strømningsbildet av tverrsnitt fra nord like ved grunnvannsskillet (196 moh.) til utstrømningsområdet i Risa (155 moh.). Toppen av modellen tilsvarer grunnvannsnivået. Grå linjer angir ekvipotensiallinjer og blå streker angir strømningslinjer (1-10).

Modellen viser at grunnvannets strømning går hovedsakelig gjennom ett lag. Laget med grovere materiale og høyere hydraulisk konduktivitet (grønt lag) gjør at strømningslinjene går raskere, og følger det grønne laget gjennom grunnen før de går opp ved Risa. Grunnen til dette er at laget under (blått lag) har lavere hydraulisk ledningsevne og fungerer som en sperre for grunnvannsstrømningen i vertikal retning. Det er viktig å presisere at dette kun viser en konseptuell strømningssituasjon og vil avvike fra det naturlige strømningsbildet. Allikevel kan modellen gi indikasjoner på at heterogenitet i løsmassene kan gjøre strømningsbildet komplekst. Tabell 4.6 viser hvor lang tid hver av de 10 strømningslinjene bruker gjennom systemet. Strømningslinje 1 til 9 brukte mellom 190-530 dager gjennom tverrsnittet. For strømningslinje 2-9 er det liten forskjell i oppholdstiden. Strømningslinje 10 vil representere den dypeste delen av akviferen som ender direkte i Risa. Oppholdstiden til denne strømningslinjen var betydelig lengre (6718 dager) enn de grunnere strømningslinjene.

Tabell 4.6: Strømningslinje 1 til 10 med oppholdstid i grunnen for modell 1.

Strømningslinje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
dager	190	445	470	480	490	495	500	510	530	6718

Figur 4.23 viser grunnvannsmodellering (modell 2) av tverrsnitt fra grunnvannskillet i nord til utstrømningsområdet Risa ved Risebru med ti strømningslinjer. Se Tabell I.3 og Tabell I.4 i vedlegg I for mer informasjon om bestemmelsen av de ulike enhetene og parameterne hydraulisk konduktivitet og porøsitet i modellen. I denne modellen er det inkludert en ekstra enhet øverst i modellen som er sand med innslag av blokk/stein og grus. Dette laget ble inkludert for å undersøke om et hevet grunnvannsspeil gir endret strømningsbilde ved at mer grunnvann følger det grovere laget.



Figur 4.23: Modell 2 som viser strømningsbildet av tverrsnitt fra området ved Sesvolltjernet like ved grunnvannsskillet (196 moh.) til utstrømningsområdet i Risa (155 moh.). Toppen av modellen tilsvarer grunnvannsnivået. Grå linjer angir ekvipotensiallinjer og blå streker angir strømningslinjer (1-10).

Strømningsbildet til modell 2 viser flere likheter med modell 1 der strømmingen hovedsakelig er i det øvre grønne laget. Strømmingen gjennom det hvite laget ga mer konsentrerte strømningslinjer. Strømningslinjene følger det hvite laget før de går igjennom det gule laget relativt raskt med lengst oppholdstid i det grønne laget. Modellen viser at strømningslinjene går

mer horisontalt i enheter med høyere hydraulisk konduktivitet, i motsetning til enheter med lavere hydraulisk konduktivitet hvor strømmingen går mer vertikalt. Oppholdstiden blir derfor noe mindre, som også kan observeres i Tabell 4.7 som viser hvor lang tid hver av de ti strømningslinjene bruker gjennom tverrsnittet. Modellen viser derfor at økt heterogenitet i grunnen kan føre til endringer i strømmingen som kan gi en kortere oppholdstid for grunnvannet.

Tabell 4.7: Strømningslinje 1 til 10 med oppholdstid i grunnen for modell 2.

<i>Strømningslinje</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>
dager	190	445	446	447	448	450	470	480	490	5070

5 Diskusjon

Det vil i denne delen av oppgaven diskuteres hvorvidt fiskedøden skyldes en naturlig og episodisk tilførsel av metallrikt grunnvann eller overflatevann. Basert på egne resultater og teori vil det vurderes hva som kan være årsakssammenhengen for fiskedøden i Risa. Det er flere ulike typer vannkilder som strømmer inn i Risas øvre del som danner grunnlaget for diskusjon av tre ulike årsakssammenhenger. Disse er i forbindelse med:

- Metaller fra bekker, tjern og myrområde (inkludert randsoner i Risa)
- Metaller fra grunnvann
- Metaller fra Hersjøen

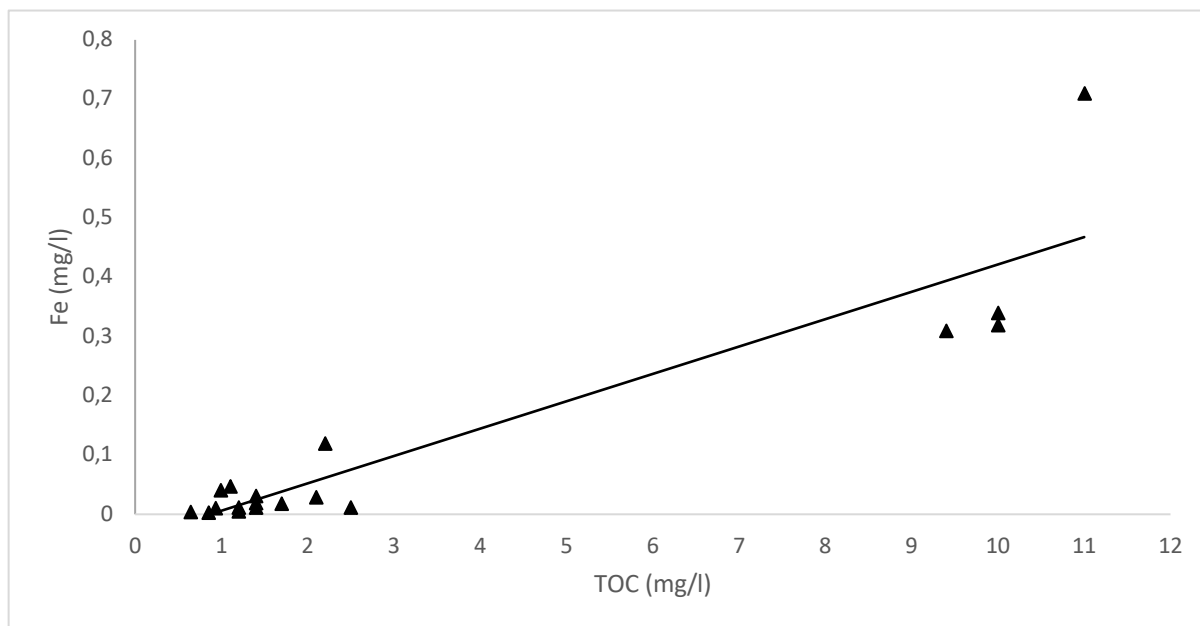
Videre vil det vurderes om resultatene fra denne oppgaven kan bekrefte eller avkrefte noen av årsakssammenhengene og om hypotesen stemmer. Kan det være andre årsaker som har skyld i fiskedøden?

Vannkjemi i Risa, Hersjøen, bekker og tjern i studieområdet

Ingen av vannprøvene viste veldig høye konsentrasjoner av aluminium, jern og mangan. Sessvolltjernet (4a), utløpsbekk fra Sessvolltjernet (4b), dam ved Sessvollvegen (4c) og Borgentjern (4d) inneholdt mest jern (se Tabell 4.2), med konsentrasjoner fra 320-710 µg Fe/l. Disse lokalitetene hadde også høyest konsentrasjon av aluminium som var mellom 21-55 µg Al/l. Borgentjern hadde høyest konsentrasjon av både jern og aluminium. Vannkjemien i disse tjernene skiller seg fra Hersjøen, Risa og bekker som er sterkt påvirket av grunnvann ved at pH og alkalitet er lavere, mens innholdet av TOC er høyere. Det er mulig at forskjellene i vannkjemien er et resultat av at tjernene er mer dominert av nedbør og tilførsel av vann fra Sessvolltjernet.

Grunnet høyt innhold av TOC er det også sannsynlig at metallene er kompleksbundet til organisk materiale og er derfor trolig lite biotilgjengelig. Figur 5.1 viser TOC og jern plottet mot hverandre som viser en sterk lineær korrelasjon ($r^2 = 0,84$). Løst organisk materiale har vist å kunne redusere toksisiteten til aluminium og jern (Peuranen et al., 1994; Rosseland, 1999; Teien et al., 2006; Vuorinen et al., 1998). Det var ingen sammenheng mellom konsentrasjonen av mangan og TOC. Fra undersøkelser i settefiskanlegg er det også vist at ørret kan få problemer hvis forholdet mellom jern og TOC blir større enn 40 (Åtland et al., 2003). Det er usikkert om dette forholdet kan brukes, men kan mulig fungere som en veileder. Fe/TOC-forholdet i Risa

kan ses i vedlegg J. Borgentjern (4d) hadde det høyeste forholdet på 65 og utløpsbekken fra grytehullsjøen (3b) hadde også et relativt høyt forhold på 55.



Figur 5.1: jern (Fe) og totalt organisk karbon (TOC) plottet mot hverandre. Trendlinjen viser en sterk korrelasjon ($r^2 = 0,84$).

Selve Risa og utløpet av Hersjøen har høy pH på ca. 8,2, ledningsevne på ca. 245 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lav TOC, høyt innhold av kalsium på rundt 40 mg/l og lavt innhold av både jern og mangan ($<12 \mu\text{g}/\text{l}$). Konsentrasjonen av aluminium er meget lav og i gjennomsnitt 1,6 $\mu\text{g}/\text{l}$. Risa har fra tidligere undersøkelser også vist et generelt høyt kalsiuminnhold og høy pH (Jørgensen et al., 1991). En kan sammenligne egne vannprøver med vannprøver tatt fra samme dag som episoden av fiskedød inntraff i 2015 (Tabell 5.1). I Risa var da konsentrasjonen av jern på ca. 50 $\mu\text{g}/\text{l}$, mens konsentrasjonen av mangan var på rundt 100 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dette er noe høyere enn det som er målt under feltarbeidet i 2018 der alle konsentrasjoner av jern og mangan var lavere enn 12 $\mu\text{g}/\text{l}$. I 2015 ble de høyeste konsentrasjonene av jern og mangan målt i utløpsbekken fra Måketjern og i kildeutspring (424 $\mu\text{g Fe}/\text{l}$ og 208 $\mu\text{g Mn}/\text{l}$). Innholdet av aluminium var lavt i alle prøvene med konsentrasjoner under 15 $\mu\text{g}/\text{l}$. pH var også høy i alle prøver og opp mot 8,3 i Risa (Åkerstrøm et al., 2016).

Tabell 5.1: Sammenligning av viktige parametere fra egne vannprøver og vannprøver tatt etter episoden av fiskedød i 2015.

Lokalitet	Beskrivelse	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018
		Fe (µg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Mn (µg/l)	Al (µg/l)	Al (µg/l)	pH	pH
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	32	5,7	91,7	7,6	6	1,4	7,28	8,22
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	424	18	284	1,3	14	1,2	7,75	7,89
3b	Utløpsbekk fra grytehullsjø	142	120	59,3	56	8	15	7,38	8,14
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	47,6	12	102	12	8	1,9	8,29	8,18
1d	Risa ved E6 (300 m nedstrøms Risebru)	47,9	12	99,2	7,6	7	1,5	8,23	8,12
5d	Sidebekk nordøst for Risebru	251	11	208	4,7	9	1,7	8,03	8,23

På bakgrunn av resultater med varierende ledningsevne i måleserier fra loggere i sidebekker og i Risa, samt høy metallkonsentrasjon i tjern er det mulig at en episodisk høy metallkonsentrasjon kan tilføres Risa fra tjern og myrområder via sidebekkene. Sesvolltjernet, Måketjern og grytehullsjøen peker seg derfor ut som potensielle kilder til metallrikt vann.

Metaller fra Sesvolltjernet og myrområde

Hvis man ser på avrenningsareal 3 fra beregning av grunnvannsbidraget inn til Risa (vedlegg D), består den øverste delen av et myrområde (Stormåsan og Høgmåsan) som drenerer ned mot Sesvolltjernet (vedlegg K). Det er verken blitt gjort befaringer eller andre undersøkelser i dette området, da det har vært størst fokus på området rundt Risebru nærmere Risa. Vannkvaliteten i dette området er derfor ukjent. På 70-tallet ble det tatt vannanalyser i brønn 83 installert ved Katt-tjern, sør for Hersjøen (Misund & Banks, 1993). Hongve og Løvstad (1991) har beskrevet Katt-tjern som et hengende grunnvann omkranset av myr. Det er derfor grunn til å tro at prøven er tatt fra overflatenært grunnvann som er sterkt påvirket av myrvann. Konsentrasjonen av jern ble målt til 19000 µg Fe/l, og det var i tillegg mye ammoniakk (740 µg NH₃-N/l) og mangan (410 µg Mn/l) i vannet. Vannprøven viste også et høyt fargetall, lav ledningsevne, høyt permanganattall og en pH på 6,4, som er en vannkjemi som skiller seg sterkt ut fra andre prøver tatt fra grunnvannet (Misund & Banks, 1993). Det er en mulighet for at vannkvaliteten i

myrområdet nord for Sesvolltjernet har likheter med vannkvaliteten i myrområdet ved Katttjern, og kan derfor være en potensiell kilde til jern.

Det ble under episoder med fiskedød i Risa observert at vannet var svært grumsete. Det ble diskutert om det grumsete vannet var et resultat av overflateavrenning, men grunnet områdets høye infiltrasjonskapasitet er dette lite sannsynlig. Sesvolltjernet og tilhørende dammer har tidligere vært brunfarget (Norge i bilder, u.å.). Det er derfor en mistanke om at kilden til det grumsete og potensielt metallrike vannet kommer fra Sesvolltjernet. Vannprøver tatt fra Sesvolltjernet, dam og Borgentjern hadde de høyeste målte konsentrasjoner av jern, i tillegg til at vannprøvene var noe brune. Det ble av den grunn sett nærmere på forholdet mellom jern og TOC på grunn av mistanke om mye organisk bundet jern. Likevel ble det høyeste forholdet mellom jern og TOC målt fra Borgentjern som blir tilført vann fra Sesvolltjernet. Bekken som forbinder Sesvolltjernet med dam, Borgentjern og Risa er tørr store deler av året. Bekken har kun vannføring når vannstanden i Borgentjern er høy, slik at den er sesongbetont med vannføring kun i vårperioden og på forsommeren. Bekkeløpet renner i sørlig retning fra Borgentjern og gjennom en 15 meter dyp dal/ravine, før den svinger av mot øst bak bebyggelsen konsentrert ved Risebru. I dette området tilføres bekkeløpet vann fra små kildeutspring før den renner videre ned til lokalitet 4e og ut i Risa. Måleserie av ledningsevne og temperatur fra logger ved 4e (Figur 4.5) viser tydelig perioder med lav og høy ledningsevne, med en temperatur som synker på vinteren. I april får ledningsevnen en kraftig reduksjon samtidig som temperaturen øker. Dette tyder på at bekken får en tilførsel av grunnvann før vinterperioden, før den gradvis får mer tilførsel av smeltevann i vinterperioden. Fra april blir forskjellene tydeligere og vannkvaliteten endres fullstendig som et resultat av vanntilførsel fra Sesvolltjernet. Det er derfor en mulighet at myrvann rikt på metaller, spesielt jern, kan ha blitt ført inn i Risa via dette bekkeløpet. Dette kan ha vært en utløsende årsak for fiskedøden i Risa. Denne årsakssammenhengen kan forklare hvorfor fiskedøden har skjedd episodisk og hvorfor Risa var grumsete, da tilførselen av vann inn i Risa fra dette området kun er i vårperioden og på forsommeren, like etter snøsmeltingen. Det må allikevel nevnes at metallene er mest sannsynlig bundet i organisk materiale og er av den grunn mindre toksisk for fisk.

Det er usikkert hvorfor fiskedød ikke har inntruffet tidligere år. Grunnvannsnivået målt over flere tiår på Hauerseterviser at grunnvannsnivået har langtidsvariasjoner som viser høyt grunnvannsnivå på slutten av 60-tallet og på 90-tallet (Englund & Haldorsen, 2001). Disse

grunnvannsnivåene er på ca. samme nivå som årene med fiskedød. Det er derfor grunn til å tro at grunnvannets langtidsvariasjoner ikke er av stor betydning. En mulighet er at Dal pukkverk har ved sprengning og flytting av masser endret på dreneringsmønsteret i området. Eventuelt kan området ha blitt drenert for bedre utnyttelse av myrarealet. Den mest sannsynlige grunnen er at økt nedbør fra 2000-årsflommen (Førland et al., 2007), kan ha bidratt med mer utvasking av myrområdet.

Metaller fra Måketjern

Det ble funnet betydelig lavere konsentrasjoner av aluminium, jern og mangan i grunnvannsdominerte kilder under feltperioden i 2018 enn i vannprøver tatt i 2015. Dette tyder på at grunnvannet i området kan ha et varierende metallinnhold. Dette kan skyldes variasjoner i grunnvannskjemien lokalt rundt Måketjern. Måketjern har opp gjennom årene hatt varierende vannstand, mulig på grunn av grøftingen som ble gjort før krigen som fører vann ut i Risa (Dybendal & Pedersen, 2018). Det er også mulig at variasjonene har sammenheng med grunnvannets fluktuasjoner, siden tjernet er i kontakt med grunnvannet. I 1970 var det en del vann i Måketjernet, før vannmengden ble betydelig redusert to år senere. I 2003 var det kun vann i grøftene, men fra 2011 og frem til i dag har vannstanden vært økende (Figur 2.2). Denne variasjonen kan sees i sammenheng med grunnvannets fluktuasjoner fra Hauer seter (Englund & Haldorsen, 2001)(vedlegg G). Om oksygentilgangen i bunnvannet av Måketjern blir svært lav, kan det føre til anrikning av redusert jern og mangan. Dette er observert i flere grytehullsjøer i området, der bunnvann ikke sirkuleres og en får svært reduserende forhold med høye konsentrasjoner av jern og mangan i bunnvannet (Hongve & Løvstad, 1991). Imidlertid er Måketjern grunn med en antatt maksdybde på et par meter, så det er lite sannsynlig at en får en permanent sjiktning. Det er også målt lav TOC-konsentrasjon i Måketjern og dens utløpsbekk (<2,1 mg/l), samt et oksygeninnhold på 8 mg/l, så det tyder heller ikke på at tjernet har særlig omfattende nedbrytning av organisk materiale med påfølgende høyt oksygenforbruk (Miljødirektoratet, u.å.-c). Loggeren som var plassert i Måketjernes utløpsbekk viste en stabil vannføring gjennom hele måleperioden til tross for den tørre sommeren i 2018 (Figur 4.8). Dette skiller seg fra Borgentjern som fikk svært lav vannstand i løpet av sommeren og styrker antagelsen om at Måketjern er grunnvannsdominert. Ledningsevnen viste heller ingen stor variasjon i løpet av måleperioden, noe som tilsier at det ikke har skjedd episodiske endringer i vannkvalitet (Figur 4.4).

Metaller fra Grytehullsjø

Det er liten grunn til å tro at grytehullsjøen (3a, se Figur 3.1) er en kilde til metallrikt vann i Risa. Til tross for noe høy konsentrasjon av jern og mangan er bidraget inn til Risa lite. Bekken som forbinder grytehullsjøen med Risa har svært liten vannføring og er tidvis tørr.

Randsoner

Det er flere av loggerne som viser markante senkninger i ledningsevne (Figur 4.3, Figur 4.5, Figur 4.6). Felles for disse er at ledningsevnen senkes svært hurtig ned til ca. 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Det kan være at noen av loggerne har blitt påvirket av å ha vært begravet i elve- eller bekkebunnen, men det var kun logger 4e og 5d som var tydelig begravet da de ble hentet opp. En hurtig senkning i ledningsevne vises tydelig i Figur 4.3 fra loggeren som lå lengst nedstrøms i Risa (1d). Måleserien viser en ledningsevne på ca. 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som får en markant og hurtig senkning til ca. 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i slutten av november. Det er usikkert hvorfor vannkvaliteten har endret seg så drastisk og fort. Da loggeren ble hentet opp i april var det tydelig at den var blitt flyttet nærmere land, slik at den lå grunnere enn tidligere. Det kan derfor være at den store endringen i vannkvalitet skyldes at loggeren er blitt flyttet inn i elvens randsoner, en sone som potensielt har økt tilførsel av overflatevann fra sidebekker og som er mindre blandet. Eksempler på randsoner kan ses i vedlegg L fra Glomma (Figur L.1) og Brasil (Figur L.2). Med tanke på Risas hydromorfologi er det ikke usannsynlig at strømmingen i elveprofilet er tilnærmet laminær. Hastigheten på elven vil være lavest i kantene. Vann fra sidebekker vil derfor være konsentrert i elvekantene der den er rett. Randsonene vil bøyes der elven svinger og man kan få en blanding av forskjellige vannkvaliteter (Chapman, 1996). En blanding av vannkvalitetene kan også skje hvis vannet er turbulent. Det virker som at det er to vannkvaliteter som blandes kontinuerlig i Risa. Det kan være at randsonen er stabil gjennom året, mens sidebekker fører med seg nok en ulik vannkvalitet periodevis, spesielt i perioder med mye nedbør og snøsmelting. Tilførselen av overflatevann vil derfor øke, slik at man får en lavere ledningsevne som følge av lavere kalsiuminnhold og mer organisk materiale. Vannkjemien i Risa virker å være et meget dynamisk system som kan bli utsatt for en rekke ulike typer blandsoner.

Metaller fra grunnvann

En annen mulighet er at grunnvann med høyt metallinnhold blir transportert til Risa ved direkte grunnvannstilsig fra kildeutspring og sedimenter under Risa. På bakgrunn av svært lave konsentrasjoner av jern, mangan og aluminium i vannprøver tatt i kildeutspring fra grunnvannet, er det lite som tilsier at metallrikt grunnvann har vært årsak til fiskedød i Risa. Fra andre steder i nedbørfeltet har det tidligere blitt målt høye konsentrasjoner av både jern og mangan i grunnvannet. Derimot er det vanskelig å måle konsentrasjoner av metaller i grunnvann som går dypere og som har lang oppholdstid som strømmer direkte inn i Risa (se strømningslinje 10 i konseptuell modell, Figur 4.22 og Figur 4.23).

Hasnain (2018) beregnet gjennomsnittskonsentrasjoner av jern og mangan fra 1998-2017 i grunnvannet rundt Oslo lufthavn. Gjennomsnittskonsentrasjonen for jern og mangan var på henholdsvis 2040 µg Fe/l og 1250 µg Mn/l. Målingene viste en økende trend med årene og ble begrunnet med at biologisk nedbrytning av avisningskjemikalier førte til mer løselig jern- og manganioner i grunnvannet. Det er derimot ikke målt tilsvarende høye konsentrasjoner i grunnvannet nord for Risa. Konsentrasjoner av jern og mangan i grunnvannet målt ved Nordmoen (4 km nord-vest for Risebru) viser en gjennomsnittlig konsentrasjon på 50 µg Fe/l og 30 µg Mn/l i perioden 1981-2011, der ingen konsentrasjoner overstiger 400 µg/l for hverken jern eller mangan (NGU, u.å.-d).

Fra brønner på Dal miljøstasjon (ØRAS) er det fra 2011 til 2018 blitt utført vannanalyser av grunnvannet kvartalsvis (Lytomt, 2019). Dal miljøstasjon er lokalisert ca. 2 km sørøst for Risa. Konsentrasjonen av jern var lav i alle brønnene (gjennomsnittlig 7,5 µg Fe/l), bortsett fra en måling i siste kvartal i 2013 der alle brønnene viser en konsentrasjon på mellom 110-2000 µg Fe/l. I denne målingen er det kun jern som utpeker seg, pH er normal på ca. 8, kjemisk oksygenforbruk er forholdsvis lavt (11-15 mg/l) og konduktiviteten er mellom 100-200 µS/cm.

Om en går lengre tilbake i tid utførte Misund og Banks (1993) undersøkelser av grunnvannskjemien i forbindelse med den internasjonale hydrologiske dekadene. Det ble i 1974 målt konsentrasjoner av jern og mangan i ulike dyp i brønner ved Risebru, nord for Hersjøen og øst for Hersjøen (76, 77, 78) (se vedlegg M for kart). Brønnene viste alle samme trend med lave konsentrasjoner av jern (gjennomsnittlig 50 µg/l) de første 10 m, og en liten økning til gjennomsnittlig 140 µg/l Fe ved mer enn 10 m dybde. For mangan var konsentrasjonen noe høyere, med et gjennomsnitt på 150 µg/l, uten noen åpenbar sammenheng med dybden. For brønner som ikke ligger i nærheten av Hersjøen og Risa var det generelt lave verdier av jern,

mangan og ammoniakk. Det var kun noen brønner som hadde jernverdier over 1000 µg/l. Felles for disse brønnene var at de var plassert sør for Hersjøen, to like ved (82 og 83) og tre omtrent 2,5 km lenger sør (89, 90 og 92) (se vedlegg M for kart over brønnlokaliteter). De høyeste konsentrasjonene av jern ble funnet i de første meterne under grunnvannsspeilet, og her ble det også målt de høyeste konsentrasjonene av ammoniakk (400-820 µg NH₃-N/l). Brønn 83 skilte seg sterkt ut med en svært høy jernkonsentrasjon sammen med høy konsentrasjon av mangan og ammoniakk sammenlignet med de andre brønnene i området. Fargetallet var i denne brønnen også mer enn 10 ganger høyere enn de andre brønnene. Denne brønnen ble installert like ved Katt-tjern som er omkranset av myr og jordbruksarealer. Det er derfor mulig at den høye konsentrasjonen av ammoniakk er et resultat av gjødselavrenning, og at vannkjemien er mer representativ for myrvann enn for grunnvann. Felles for brønn 83, 89 og 92 er at pH øker med dybde. For brønn 92 skjer det en mer gradvis økning av pH nedover i dypet, mens for brønn 82 og 90 er det en mer stabil pH i hele dybden (Misund & Banks, 1993).

- Brønn 82: 1420 µg Fe/l tatt mellom 10 - 11 meters dybde.
- Brønn 83: 19000 µg Fe/l tatt mellom 8-10 meters dybde, 740 µg NH₃-N/l og 410 µg Mn/l.
- Brønn 89: 1520 µg Fe/l tatt mellom 3-4 meters dybde, 400 µg NH₃-N/l tatt ved samme dybde.
- Brønn 90: 1470 µg Fe/l tatt mellom 4-5 meters dybde, 820 µg NH₃-N/l tatt ved samme dybde.
- Brønn 92: 2200 µg Fe/l tatt på 4 meters dybde.

Om episodene av fiskedød i Risa var forårsaket av en direkte innstrømning av metallrikt grunnvann, må dette grunnvannet ha hatt høyere konsentrasjon enn det som har blitt målt i 2018. Både Hasnain (2018), Misund & Banks (1993) og Lytomt (2019) har tidligere målt høye metallkonsentrasjoner i grunnvannet, og den høye konsentrasjonen av jern som ble målt høst/vinter 2013 ved Dal miljøstasjon, kan tyde på at grunnvannet kan få en periodisk økning i jernkonsentrasjonen.

Geofysiske undersøkelser viste at det er lokale heterogeniteter i løsmassene i området nord for Risa. Løsmassene ved Risa er trolig ikke særlig påvirket av deltautbyggingen på Hauer seter, men de grovere masser kan være fra israndavsetningen som ligger på Dal. Det er uansett ikke blitt funnet klare laggrensar med ulik helning og kornstørrelse. Løsmassene er trolig mer påvirket av isens tilbaketrekning og smeltevannselvene som har transportert og avsatt materiale

i takt med vannføringen. Den konseptuelle modelleringen viste også at strømningsbildet påvirkes av lokale heterogeniteter. Grunnvann som beveger seg igjennom grovere masser vil ha kortere oppholdstid og transportvei. I vedlegg G ser man at grunnvannsnivået på Hauer seter fluktuerer fra år til år, og var spesielt høyt fra 2013 til 2017. En mulighet er at et hevet grunnvannsspeil kan føre til endret strømningsbilde som kan gi periodiske endringer i grunnvannskjemien og økt konsentrasjon av jern.

Er det sannsynlig at grunnvannsbidraget kan føre med seg høye nok konsentrasjoner av jern slik at man får fiskedød? Fra Rosseland (1999) fremkommer det at jernkonsentrasjoner på over 500 µg/l ansett som skadelig for ørret. Hvis en tar utgangspunkt i beregninger av grunnvannsbidraget i Risas øvre del vil om lag 22 % av vannet i Risa være direkte tilførsel fra grunnvannsutstrømning (bekker og sedimenter under Risa). Konsentrasjonen av jern i Risa vil derfor kunne estimeres til å være 440 µg/l ($0,22 \times 2000 \text{ µg/l} = 440 \text{ µg/l}$) om en antar at jernkonsentrasjonen i Hersjøen/Risa normalt er svært lav. Konsentrasjonen av mangan i Risa vil potensielt kunne bli 275 µg Mn/l ($0,22 \times 1250 \text{ µg/l} = 275 \text{ µg/l}$). Basert på disse betraktningene er det en sjanse for at den naturlige tilførselen av jern og mangan fra direkte grunnvannstilsig kan være årsak til fiskedød i Risa, da totalkonsentrasjonen av begge metallene blir 715 µg/l. Det har derimot ikke blitt målt tilsvarende konsentrasjoner av jern eller mangan fra samme dag som episoden med fiskedød i 2015. En annen mulighet er en situasjon hvor røret under Risebru som fører vann fra Hersjøen til Risa blir midlertidig blokkert, for eksempel under en vårflom der høy vannføring fører til at trær o.l. fra f.eks. beverhytter kan samles og sitte fast i røret. Da vil Risa i hovedsak få tilført vann direkte fra innstrømmende grunnvann langs elvestrengen i en viss tidsperiode. Dette kan også øke metallkonsentrasjonen i Risa betydelig da fortynning fra Hersjøen blir lav/ikke-eksisterende, og vannet kan bli svært toksisk for fisk. Derimot er sannsynligheten svært liten for at en får en blokkering av røret samtidig med en episode av metallrikt grunnvann. Under episoden av fiskedød i 2015 var det fiskere ved Risa da episoden inntraff, og det er sannsynlig at det ville blitt observert en eventuell rørblokkering eller oversvømmelse oppstrøms Risebru, samt en plutselig senkning i vannstanden i Risa. Det er heller ikke blitt rapportert om tilfeller der dette røret har blitt blokkert tidligere, slik at denne situasjonen blir høyst spekulativ.

Metaller fra vertikal sirkulasjon av Hersjøen

Fra vannprøver viser Hersjøen lav konsentrasjon av både jern, mangan og aluminium. Dette var også tilfelle for vannprøver fra episode med fiskedød i 2015. Det er allikevel en mulighet for at en vertikal sirkulasjon av Hersjøen kan i perioder føre med seg betydelige mengder av ioner, blant annet redusert jern og mangan som tilføres Risa. Hersjøen gir Risa den største tilførsel av vann, og er fra beregninger av grunnvannsbidrag langs Risas øvre del estimert til å bidra med 80 % av den totale vannmengden i Risas øvre del. Den kjemiske sammensetningen i Hersjøen preges av liten humuspåvirkning og er rik på ioner, spesielt kalsium og karbonater. Løsmasser med høyt innhold av jern har ført til at jern har blitt avsatt i relativt store mengder i innsjøen. I en stagnasjonsperiode med oksygenfattig bunnvann, vil Hersjøen kunne ha store mengder redusert jern og mangan i bunnvannet (Hongve & Løvstad, 1991; Langangen, 2011). Hersjøen er en sjiktet innsjø som har stagnasjonsperioder om sommeren og vinteren, og har vanligvis fullsirkulasjon om våren og om høsten. Varigheten til stagnasjons- og sirkulasjonsperiodene er delvis avhengig av klimatiske faktorer (Lindstrøm & Brettum, 1985). Fra måleserien av ledningsevne- og temperatur fra juni 2018 til april 2019 i Hersjøen oppstrøms Risebru (Figur 4.1), var det i oktober og april en periode på ca. 3 uker med store variasjoner i ledningsevne. Svingningene med ulik vannkvalitet kan indikere at det foregikk en vertikal sirkulasjon av innsjøen i disse periodene og tilførsel av smeltevann. Om vinteren er Hersjøen islagt. Når isen smelter skal det ikke mye til før vannet blir fullsirkulert ettersom temperaturen og dermed tettheten på vannmassene er like (Stabell, 2018). Temperaturen var i 2007, 2015 og 2016 noe kaldere i vårperioden sammenlignet med andre år (Figur 4.21 og vedlegg H). Det er derfor en mulighet for at isen har ligget lengre på Hersjøen i disse årene og ført til en forsinket vårsirkulasjon. En forsinket vårsirkulasjon av Hersjøen sammen med snøsmelting og nedbør, kan føre til at Risa får en stor tilførsel av vann med en ulik vannkvalitet, som potensielt kan være toksisk for fisk.

Oksygenmålinger utført i 1984 viste at bunnvannet hadde en oksygenmetning på 65 % i mai, mens i august hadde bunnvannet en oksygenmetning på kun 1 % (Lindstrøm & Brettum, 1985). Hvis Hersjøen ikke blir fullsirkulert gjennom våren eller høsten kan det skje en ufullstendig fornyelse av oksygen i bunnlaget. De reduserte forholdene kan da bli forsterket ved neste stratifikasjon og bunnlaget kan være anoksisk over en lengre periode (Wetzel, 2001). Oksygenmengden i innsjøen kan i perioder bli svært redusert i slutten av vekstsesongen til vannplanter. Ekstrem nedbrytning av dødt organisk materiale kan resultere i oksygensvinn som er store nok til å skape problemer for hele fiskebestander, men inntreffer som regel på

sensommeren (Wetzel, 2001). I Akersvannet i Vestfold fylke skjedde det noe lignende på sensommeren i 1995. Populasjonen med plankton kollapset da næringssaltene ble oppbrukt, og det ble akutt oksygenmangel i vannet som følge av lite fotosyntetisk aktivitet og nedbrytning av algene. Dette var trolig grunnen til fiskedøden sammen med høy temperatur i vannet (Fjeld et al., 1995).

Metallkonsentrasjoner på gjellevev

Tilførsel av metallrikt vann fra tjern og myrområder via sidebekker, direkte grunnvannstilsig via kildeutspring og gjennom sedimenter under Risa samt sirkulert bunnvann fra Hersjøen er alle potensielle årsaker til fiskedød. Det er tydelige indikasjoner på at Risa er påvirket av flere kilder med ulik vannkvalitet, men det er ikke funnet konsentrasjoner av hverken jern, mangan eller aluminium som kan bekrefte med sikkerhet at disse kildene er årsaken. Disse årsakssammenhengene blir derfor spekulative. Gjellevevsanalysene fra episodene av fiskedød av ørret i 2007 og 2015 viste også varierende konsentrasjoner av aluminium, jern og mangan på gjeller (Haugen, 2007; Åkerstrøm et al., 2016).

Død fisk hadde jernkonsentrasjoner fra 215 µg Fe/g gjellevev og opp til 2111 µg Fe/g gjellevev (Tabell 5.2). Andre tilfeller med fiskedød grunnet metaller har ofte vist høyere jernkonsentrasjoner på død ørret enn det som er målt i Risa. Ett tilfelle er fra Kleivsbekken, hvor ørret hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på 1260 µg Fe/g gjellevev, i tillegg til 3382 µg Al/g gjellevev (Kroglund et al., 2005).

I Teien et al. (2008) sitt karforsøk med ørret, ble det observert 6 % dødelighet da jernkonsentrasjonen på gjellene var nede i gjennomsnittlig 567 ± 114 µg/g gjellevev. Det oppgis av Teien et al. (2008) at typiske bakgrunnsverdier av jern for ferskvannsfisk er 87-250 µg Fe/g gjellevev, men dette varierer. Det har blitt målt bakgrunnsverdier over dette nivået (opp til 910 µg Fe/g gjellevev) på flere ørreter uten observerbare skadevirkninger eller kvelningsdød (Garmo et al., 2018; Mosby et al., 2019; Teien et al., 2008).

Mangankonsentrasjonen på fiskens gjeller under fiskedøden i Risa var også varierende med verdier fra 64-2674 µg/g gjellevev der de fleste fiskene hadde konsentrasjoner på ca. 200 µg/g eller mindre (Tabell 5.2). Undersøkelser av Fish (2009) fant ingen skadelige effekter på fisk selv med en mangankonsentrasjon på 700 µg/l i vannet, mens Nyberg et al. (1995) fant at labile uorganiske konsentrasjoner av mangan <50 µg/l kan være dødelig ved pH-verdier mellom 5,5-6.

Konsentrasjonen av aluminium på gjellevev hos død ørret under episoden av fiskedød i Risa var i 2007 også varierende. En fisk hadde 740 µg Al/g gjellevev, men konsentrasjonen var betydelig lavere for de andre analyserte fiskene; 86-126 µg/g gjellevev (Tabell 5.2). Ifølge Direktoratgruppen vanndirektivet (2018) oppgis det en referanseverdi på <100 µg Al/g gjellevev for lakseparr, men det har også blitt funnet høyere gjellekonsentrasjoner i ørret uten åpenbare skadevirkninger (Andrén et al., 2006). Fiskedød grunnet aluminium er ofte tilknyttet lav pH, i tillegg til blandsoneproblematikk ved at aluminiumrikt vann blandes i vann med høyere pH, hvor man får hurtig utfelling av aluminium via rask polymerisering og akkumulering på fiskens gjeller (Kroglund et al., 2005; Rosseland, 1999; Slaninova et al., 2014). I basisk vann vil aluminium stort sett foreligge som negativt ladet aluminat, som dermed ikke er like toksisk som kationisk aluminium i surt vann. Slim (mucus) på gjeller er negativt ladet, så andelen aluminium som binder seg til gjellene som aluminat er trolig lavere. Som et eksempel fant Poléo og Hytterød (2003) ingen dødelighet på laks selv ved konsentrasjoner på 350 µg Al/l ved pH fra 7,5-9. Et annet interessant funn relatert til pH ble gjort av Andrén et al. (2006), der de som ventet fant høy dødelighet ved lav pH for ørret som hadde >800 µg Al/g gjellevev, men samtidig ingen dødelighet for ørret ved tilsvarende gjellekonsentrasjoner dersom pH var høyere (4,9-6). Dette forklares ved at lav pH i seg selv (H⁺ stress) er en belastning for ørret i tillegg til kationisk aluminium. I Risa er pH meget høy og det har heller ikke vært målt lave pH-verdier i noen av Risas tilførsler (grunnvann, Hersjøen, Måketjern eller Sessvolltjern). Det kan av den grunn settes spørsmålsteget om aluminium har bidratt særlig til fiskedøden i Risa, eller om det avhenger mest av de mer redoks-sensitive metallene jern og mangan. I tillegg kan man anta at ørret i Risa trolig tåler en høyere belastning av metaller på gjellene enn tilsvarende for fisk ved lavere pH (Andrén et al., 2006).

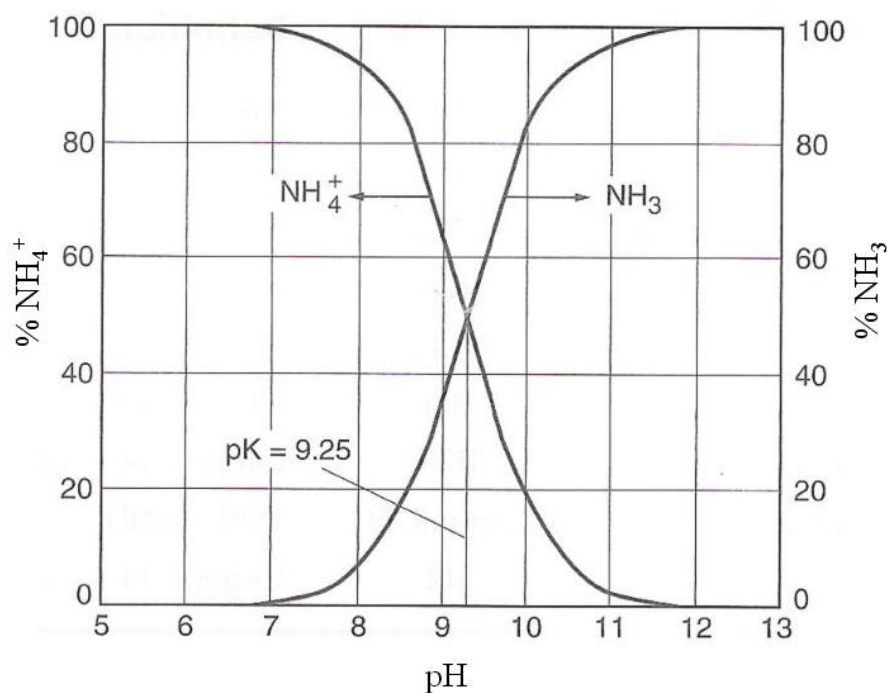
Tabell 5.2: Konsentrasjon av aluminium, jern og mangan i gjellevev hos fisk i Risa fra fiskedøden i 2007 og 2015. I 2015 ble det ikke analysert for aluminium (Haugen, 2007; Åkerstrøm et al., 2016).

Ørret i Risa	Al (µg/g)	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)
2007 (død)	126	290	100
2007 (død)	109	269	121
2007 (død)	86,6	215	100
2007 (død)	740	1420	605
2007 (død)	85,5	314	94,6
2015 (død)	-	941	214
2015 (svimet)	-	379	92
2015 (svimet)	-	2111	2674
2015 (svimet)	-	486	141
2015 (svimet)	-	490	80
2015 (død)	-	501	159
2015 (død)	-	1038	266
2015 (svimet)	-	350	64

Det er vanskelig å finne generelle grenseverdier for når konsentrasjonen av metaller på gjeller er skadelige eller dødelige siden fiskens genetikk og fysiologi, temperatur, redoks-tilstand og annen vannkjemi spiller inn (Stumm & Morgan, 1996). Det er i tidsrommet hvor en får en ustabil vannkjemi der metallene felles ut raskt fra vannfasen, og påfølgende høy akkumulering av metaller på fiskens gjeller som kan gi en særlig akutt toksisk effekt. Mens løseligheten til aluminium er avhengig av pH er jern og mangans løselighet avhengig av både pH og redoks-tilstanden (Eh). Når pH er høy vil jern og mangan kunne felles ut selv ved reduserte betingelser som karbonatforbindelser. Om en skal få løste ioner av jern og mangan tilført Risa må grunnvannet derfor ha svært lav Eh ved de høye pH-verdiene som er i grunnvannet rundt Risa. Om disse betingelsene er oppfylt kan en få en kjemisk blandsone i Risa idet grunnvannet får en overgang fra lav til høy redoks selv ved høye pH-verdier. Et annet viktig aspekt å ta hensyn til er den samlede konsentrasjonen for alle metallene. Aluminium og jern har i tillegg vist seg å kunne forsterke de toksiske effektene av hverandre (Vuorinen et al., 1998). I Risa var det allikevel død fisk som ikke hadde en høy samlet konsentrasjon av aluminium, jern og mangan (totalt 499 µg/g gjellevev hos en fisk), og flere gjellekonsentrasjoner var også noe lave. Kun fire av fiskene viste klart dødelige konsentrasjoner på gjellene (samlet konsentrasjon >1000 µg/g gjellevev), hvorav en (samlet konsentrasjon på 4785 µg/g) kun var svimet ved innhenting. Det er heller ikke målt metallkonsentrasjoner på gjellevev hos fisk i Risa utenom en episode av fiskedød, så det er usikkert hvilke bakgrunnsverdier for metallene som er på gjellene i en

naturlig tilstand. Uansett så må det stilles spørsmål ved om fiskedøden i Risa kun skyldes utfellinger av metaller på gjellene. Kan fiskedøden i Risa skyldes andre årsaker?

Det er blitt målt høy pH i alle vannforekomster i området. pH i Hersjøen er blitt målt til å være 8,2 under feltarbeidet (Tabell 4.2). Det er fra tidligere blitt målt verdier helt opp mot 8,8 i Hersjøen på sommeren (Miljødirektoratet, u.å.-d). Når pH er såpass høy vil mye av ammonium foreligge som ammoniakk, som er i likevekt hvis pH er 9,25 (se Figur 5.2). Likevekten mellom ammonium og ammoniakk vil også være temperaturavhengig, hvor mer ammonium vil foreligge som ammoniakk med økende temperatur (Solheim et al., 2008) (se Tabell 5.3). Ammoniakk er giftig for fisk, og særlig for ørret. Adferdsendringer blant fisk utsatt for ammoniakkforgiftning er blant annet dårlig svømmekapasitet, hyperventilering, koma, kramper og tilslutt død (Eddy, 2005). Disse adferdsendringene kan ligne fiskens oppførsel fra episoder med fiskedød i Risa, som viste tegn på respirasjonssvikt og dårlig svømmekapasitet (Haugen, 2007). Økende temperaturer i vannet gir mer ammoniakk gjennom fiskens gjeller, da gjellevevets membraner får økende permeabilitet. Reduksjon av oppløst oksygen i vannet øker også giftigheten av ammoniakk for fisk (Eddy, 2005).



Figur 5.2. Kjemisk likevekt mellom ammonium og ammoniakk som funksjon av pH. Ved høye pH-verdier kan det foreligge en høyere andel av ammoniakk i vannet. Figur fra Kunz og Mukhtar (2015).

Tabell 5.3: I tillegg til pH vil også temperatur være avgjørende for hvor mye ammonium i mg/l som trengs for å gi 25 µg/l fri ammoniakk (Solheim et al., 2008).

Temperatur [°C]	pH 6,5	pH 7	pH 7,5	pH 8	pH 8,5	pH 9
5	63,3	20	6,3	2	0,66	0,23
10	42,4	13,4	4,3	1,4	0,45	0,16
15	28,9	9,2	2,9	0,94	0,31	0,12
20	20	6,3	2	0,66	0,22	0,088
25	13,9	4,4	1,4	0,46	0,16	0,069

Et eksempel på mulig fiskedød på grunn av ammoniakkforgiftning ble beskrevet i Åa-vassdraget i 1984. Fiskedøden inntraff mellom 16-20. juni og ble antatt til å være forårsaket av et høyt innhold av ammoniakk i vassdraget. Åa-vassdraget ligger i Sørums kommun i Akershus omtrentlig 27 kilometer sør for Risa. Det ble nevnt i rapporten at det var mye jern og mangan i redusert form i nedbørfeltets løsmasser, men det ble ikke nevnt noe om at metallene kunne ha negativ innvirkning på fisken. Det ble konkludert med at fiskedøden trolig skyldtes forgiftning ved ammoniakk eller oksygenmangel i elven som følge av intensiv nedbrytning av organisk materiale. Påvisning av algeklassen *Euglenophyceae* tydet på at det var ammoniakk i vassdraget, da dette er alger som krever reduserte nitrogen-forbindelser. Det ble konkludert med at jordbruksavrenning fra husdyrgjødsel eller ammoniumholdig kunstgjødsel mest sannsynlig var kilden til ammoniakk (Lindstrøm & Brettum, 1985).

Ifølge Vannforskriften (2006) er det en terskelverdi på 0,5 mg NH₄/l for bestemmelse av god kjemisk tilstand for grunnvann. Det er blitt målt konsentrasjoner over terskelverdien fra gamle brønner som lå sør for Hersjøen (Misund & Banks, 1993). For ammoniakk er klassegrensen for dårlig/svært dårlig på 25 µg NH₃/l. For total ammonium vil samme klassegrense være på 160 µg NH₄/l. Disse klassegrensene er basert på tålegrenser for fisk og gjelder hvis pH > 8 og temperatur >25 °C (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Bækken og Lien (1997) har skrevet at laksefisk reagerer på konsentrasjoner ned mot 10 µg NH₃/l, mens Alabaster (1982) har skrevet at akutt giftighet blant flere fiskearter er mellom 200-2000 µg NH₃/l, hvor ørret er den mest sensitive fiskearten (Alabaster, 1982; Eddy, 2005). Ammoniakk oksiderer til nitrat hvis oksygen er tilgjengelig, mens reaksjonen reverseres hvis man har lite oppløst oksygen

(Alabaster, 1982). Ved høy algeproduksjon fjernes CO_2 og HCO_3^- gjennom fotosyntese og man får en høyere pH (Økland & Økland, 1995).

I Norge er det jordbruket som står for de største utslippene av ammoniakk, med husdyrgjødsel som den største utslippskilden (Miljødirektoratet, 2017). Containere med husdyrgjødsel er derfor en mulig punktkilde for ammoniakk. Det er ikke blitt observert containere eller andre lagringsplasser for husdyrgjødsel i nedbørfeltet til Risa. Det er derimot produksjon av flere jordtyper ved Dal miljøstasjon (ØRAS) som kan være en nitrogenkilde (ØRAS, 2018). Det er derimot blitt registrert lave verdier av ammonium gjennom årene 2011-2018 i brønner både nedstrøms og rundt anlegget. Fra brønnene på Dal miljøstasjon som ligger på sørlig side av Risa er den høyeste målte konsentrasjonen av ammonium på $26 \mu\text{g/l}$ fra 2006 (Lytomt, 2019).

Den 22. oktober 2017 ble det målt en konsentrasjon på $170 \mu\text{g NH}_4/\text{l}$ i Hersjøen, like oppstrøms Risebru. Vannet hadde på oppgitt dato en pH på 7,2 og en temperatur på $6,8^\circ\text{C}$ (Dagestad, 2018; Miljødirektoratet, u.å.-a). Det ble under feltarbeidet målt den 5. juni 2018 en temperatur på $17,1^\circ\text{C}$ og en pH på 8,22 i Hersjøen like oppstrøms Risebru (Tabell 4.1 og Tabell 4.2). Med en slik temperatur og pH vil det være nødvendig med mellom 300 – 900 $\mu\text{g NH}_4/\text{l}$ for å få en konsentrasjon på $25 \mu\text{g/l}$ med fri ammoniakk ved bruk av Tabell 5.3 (gul markering). Målinger av total nitrogen fra utløpet av Hersjøen er for oktober måned lav, hvor de høyeste konsentrasjonene av total nitrogen er blitt målt i sommerperioden ($965 \mu\text{g/l}$ totalt nitrogen) (Miljødirektoratet, u.å.-b). Det kan være mulig at mengden ammonium også kan ha vært høyere i dette tidsrommet, selv om mye av nitrogenet trolig er organisk bundet. Det er derfor ikke usannsynlig at konsentrasjonen av ammonium kan bli over $300 \mu\text{g NH}_4/\text{l}$ med de temperaturer og pH-verdier man finner i Risa om sommeren. Økt tilførsel av nitrogen til Hersjøen kan bidra til mer ammonium, og en økning av pH kan føre til at det kreves enda mindre ammonium for å få en potensielt skadelig konsentrasjon på $25 \mu\text{g/l}$ med fri ammoniakk. Det er fra grunnvannet like ved Risebru blitt målt lite ammonium, men fra tidligere vannanalyser av grunnvannet sør for Hersjøen er det blitt målt høye konsentrasjoner av ammoniakk (Misund & Banks, 1993). En annen kilde til ammoniakk kan være fra ammoniumnitrat som er en bestanddel i sprengstoff (Bækken & Lien, 1997). Det er uansett lite sannsynlig at pukkverket på Dal er en nitrogenkilde da det generelt er svært lite uomsatt sprengstoff tilknyttet sprengning i dagen (Vikan, 2013).

6 Konklusjon

Resultater viser at en hverken kan avkrefte eller bekrefte hypotesen: *fiskedøden i Risa skyldes en naturlig og episodisk tilførsel av metallrikt grunnvann eller overflatevann*. Flere sidebekker viser perioder med ulik vannkvalitet. Det er flere tjern og dammer i området som har høyt innhold av metaller, spesielt jern. Det er derimot sannsynlig at metallene er bundet til organisk materiale og er lite biotilgjengelig. Hersjøen gir det største bidraget av vann til Risa og fortynningen av tilførsel fra sidebekker blir derfor stor. Metallkonsentrasjonen er lav i grunnvannet i området ved Risa, men kan være høy andre steder i nedbørfeltet. Grunnvannets strømning ved Risa oppadrettet og stabil gjennom året. Det er også usikkerhet knyttet til konsentrasjonen av metaller på gjellevev hos død ørret i Risa.

Både Risa, sidebekker og Hersjøen har høy pH. Hersjøen kan tilføre Risa reduserte metaller eller ammoniakk fra bunnvann under vårsirkulasjon. For å utvide kunnskapsomfanget av området rundt Risa er det nødvendig å ha måleserier over tid i både Risa og tilstrømmende bekker for å oppdage eventuelle episoder med økt konsentrasjon av metaller eller forandret vannkvalitet, spesielt i vårperioden. Myrområdet nord for Sesvolltjernet bør undersøkes mer som en potensiell kilde til høy metallkonsentrasjon. Undersøkelser av Hersjøens vertikale sirkulasjonsforhold og endringer i vannkjemi er også viktig for å kartlegge innsjøens tilførsler til Risa. Kartlegging av grunnvannets strømning mot Risa fra sørlig side vil gi informasjon om det periodisk kan være endret strømning og grunnvannskjemi. Undersøkelser av metallkonsentrasjoner på gjeller av ørret i Risa vil kunne gi mer informasjon om hvilke bakgrunnskonsentrasjoner som er normalt for ørret i denne elven.

Det er behov for flere undersøkelser før man kan si med sikkerhet hva som er de bakenforliggende årsakene til fiskedøden av ørret i Risa. Dette er viktig for å kunne iverksette avbøtende tiltak for å unngå at dette skjer i fremtiden, og å danne et større kunnskapsgrunnlag for ulike årsaker til fiskedød i vassdrag.

7 Referanser

- Alabaster, J. S. (1982). *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. 2. utg. Stevenage: Elsevier Ltd. doi: 10.1016/C2013-0-04159-X. s. 86-88.
- Andrén, C. M., Kroglund, F. & Teien, H.-C. (2006). Controlled exposure of brown trout to humic water limed to different pH and inorganic aluminium concentrations. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 29 (2): 1548-1552. doi: 10.1080/03680770.2005.11902941.
- Appelo, C. A. J. & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2. utg. Amsterdam: A. A. Balkema Publishers. s. 180, 375-377, 435-437.
- Avinor. (u.å.-a). *Om Oslo lufthavn*. Tilgjengelig fra: <https://avinor.no/konsern/flyplass/oslo/om-oss/om-oslo-lufthavn-as/om-oslo-lufthavn> (lest 01.02.19).
- Avinor. (u.å.-b). *Vann og grunn*. Tilgjengelig fra: <https://avinor.no/konsern/flyplass/oslo/miljo-og-lokalsamfunn/vann-og-grunn/vann-og-grunn> (lest 01.02.19).
- Banks, D. (1991). *Kartlegging av oljeforurensset grunn/grunnvann ved bygning 14, Sessvollmoen militærleir*. Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 91.190. Tilgjengelig fra: http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/1991/91_190.pdf (lest 02.02.19).
- Bechmann, M., Stenrød, M., Greipsland, I., Hauken, M., Deelstra, J., Eggestad, H. O. & Tveiti, G. (2017). *Erosjon og tap av næringsstoffer og plantevernmidler fra jordbruksdominerte nedbørfelt*. NIBIO rapport nr.: 3 (71) 2017. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2443921> (lest 01.02.19).
- Borg, H. (1986). Metal speciation in acidified mountain streams in central Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 30 (3-4): 1007-1014. doi: 10.1007/BF00303364.
- Brandlistuen, R. I. & Dønnum, B. O. (2016). *Fiskedød i Risa Notat fra Risautvalget 13 juni 2016*. Upublisert manuskript.
- Brandrud, T. E. (1995). *Vannvegetasjon i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Status, verneverdi og trusselfaktorer*. NIVA-rapport;3182. Oslo: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/208066> (lest 09.09.18).

- Brandrud, T. E. (2002). *Kartlegging av biologisk mangfold (naturtypekartlegging) i ferskvann. Innsjøer, Fylkesoversikt i Oslo og Akershus*. NINA Oppdragsmelding 764. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/oppdragsmelding/764.pdf> (lest 26.04.19).
- Brattli, B. (2009). *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*. 3. utg. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Institutt for geologi og bergteknikk.
- Bækken, T. & Lien, L. (1997). *Drammenselva. Miljøvurderinger i forbindelse med utfylling av strandsone ved Mjøndalen*. NIVA-rapport;3687. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/209441> (lest 04.03.19).
- Chapman, D. (red.). (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. 2. utg. Cambridge: E&FN Spon. kap. 6.
- Colleuille, H., Pedersen, T. S., Dimaki, P. & Frengstad, B. (2004). *Analyse av interaksjon mellom et grunnvannsmagasin og Glomma på Rena, Hedmark (002.Z)*. Norges vassdrags- og energidirektorat, Rapport nr. 2-2004. Tilgjengelig fra: http://publikasjoner.nve.no/rapport_miljoebasert_vannfoering/2004/miljoebasert2004_02.pdf (lest 01.03.19).
- Corwin, D. L. & Hendrickx, J. M. H. (2002). Electrical resistivity: Wenner array. *SILVA, JS Methods of Soil Analysis part 4*: 1282-1287.
- Dagestad, A. (2018). *Fiskedøden i Risa (Masteroppgave)* (e-post til Daniel Almhjell 25.09.18).
- Dahl, R. (1989). *Kvartærtiden og dens avsetninger i Norge. rev. i 2005 av Brattli, B.* Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet. (2018). *Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Tilgjengelig fra: http://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/tema-a-a/klassifisering/klassifiseringssystemet-veileder/klassifiseringsveileder_print_02.2018.pdf (lest 23.04.19).
- Dybendal, K. & Pedersen, H. (2018). *Referat fra møtet om mastergradsoppgave ifm. fiskedøden i Risa*. Vannområdet Hurdalsvassdraget/Vorma. Tilgjengelig fra: https://www.huvo.no/filer/dokumenter/gruppene/referanse/16.11.18_Referat_mote_om_Risa.pdf (lest 23.01.19).
- Eddy, F. B. (2005). Ammonia in estuaries and effects on fish. *Journal of Fish Biology*, 67 (6): 1495-1513. doi: 10.1111/j.1095-8649.2005.00930.x

- Englund, J.-O. (1983). *Chemistry and Flow Patterns in some Groundwaters of Southeastern Norway*. Norges geol. Unders. 380, 221-234. Tilgjengelig fra: https://www.ngu.no/FileArchive/NGUPublikasjoner/NGUnr_380_Bulletin_70_Englund_221_234.pdf (lest 24.04.19).
- Englund, J.-O. & Haldorsen, S. (2001). *Grunnvann*. Ås: Institutt for jord- og vannfag Norges Landbrukshøgskole. s. 28.
- Erikstad, L. & Halvorsen, G. (1992). *Områder med nasjonal og internasjonal naturverdi ved Hauerseter-trinnet, Akershus fylke*. NINA Oppdragsmelding 136: 1-28. Tilgjengelig fra: https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/eksterne/biologisk-mangfold/NINA%20Omrder%20med%20nasjonal%20og%20internasjonal%20naturverdi%20ved%20Hauersetertrinnet_Oppdragsmelding%20136.pdf (lest 22.02.18).
- Feiring Bruk AS. (u.å.). *Dal Pukkverk*. Tilgjengelig fra: <https://feiring.no/dealer/dal-pukkverk> (lest 26.04.19).
- Fetter, C. W. (2018). *Applied Hydrogeology*. 4 utg. New Jersey: Waveland Press. s. 85.
- Fish, J. T. (2009). Groundwater water treatment for iron and manganese reduction and fish rearing studies applied to the design of the Ruth Burnett Sport Fish Hatchery, Fairbanks, Alaska. *Aquacultural Engineering*, 41 (2): 97-108. doi: 10.1016/j.aquaeng.2009.06.005.
- Fjeld, E., Berge, D. & Skulberg, O. (1995). *Episodisk fiskedød i Akersvannet, august 1995*. NIVA-rapport;3343. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/208520> (lest 29.03.19).
- Forskrift om naturfredning, E. (1954). *Forskrift om naturfredning, Andeleven, Nessa, Risa, Eidsvoll kommune, Akershus*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/MV/forskrift/1954-03-26-4> (lest 26.04.19).
- Forsvarsbygg. (2017). *Detaljereguleringsplan for Sessvollmoen skyte- og øvingsfelt. Ullensaker kommune, Eidsvoll kommune og Nannestad kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.eidsvoll.kommune.no/siteassets/20-pdf-dokumenter/plan/reguleringsplaner/planer-horing/023730100/planbeskrivelse.pdf> (lest 29.01.19).
- Furuseth AS. (u.å.). *Om oss*. Tilgjengelig fra: <http://www.furuseth.no/om-oss> (lest 01.02.19).
- Førland, E. J., Alfnes, E., Amundsen, H., Asvall, R. P., Benestad, R., Debernard, J., Engen-Skaugen, T., Hanssen-Bauer, I., Harstveit, K., Haugen, J. E., et al. (2007). *Climate change and natural disasters in Norway - An assessment of possible future changes*. met.no report 6/2007.

- Garmo, Ø., Bråte, I. L. N., Bæk, K., Carlsson, P., Grung, M. & Lusher, A. (2018). *Miljøgiftundersøkelser av ørret fra Akerelva og Lysakerelva i 2018*. NIVA-rapport;7315. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2588699> (lest 23.04.19).
- Geotomo Software. (2005). *RES2DINV ver. 3.55*. Rapid 2-D Resistivity & IP inversion using the least-squares method. Malaysia: Geotomo Software. Tilgjengelig fra: https://is.muni.cz/el/1421/podzim2012/AEB_124/35662789/EL_pdf_4_Res2dinv.pdf (lest 17.03.19).
- Grindaker. (2018). *Driftsplan DAL PUKKVERK Feiring Bruk AS*. Tilgjengelig fra: https://dirmin.no/sites/default/files/horingsdokument_skjult_innhold_web.pdf (lest 09.02.19).
- Hammer, E. (2011). *Trandum*: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Trandum> (lest 01.02.19).
- Hasnain, S. M. (2018). *Assessment of OSL Groundwater Monitoring Program*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2574533> (lest 15.04.19).
- Haugen, T. O. (2007). *Analyse av fiskegjeller fra ørret i Risa i forbindelse med fiskedødepisode 8.-9. mai 2007*. Oslo: NIVA. Tilgjengelig fra: https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/eksterne/fiskeundersokelser/Fiskedod_i_Risa_2007_notat_fra-NIVA.pdf (lest 06.06.18).
- Hindar, A. & Iversen, E. R. (2006). *Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak*. NIVA-rapport;5316. Oslo. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/213421> (lest 19.02.19).
- HOBO U20L Water Level Logger (U20L-0x) Manual*. Onset Computer Corporation. Tilgjengelig fra: https://www.onsetcomp.com/files/manual_pdfs/17153-G%20U20L%20Manual.pdf (lest 06.02.19).
- HOBO U24 Conductivity Logger (U24-00x) Manual*. Onset Computer Corporation. Tilgjengelig fra: https://www.onsetcomp.com/files/manual_pdfs/15070-C-MAN-U24x.pdf (lest 06.02.19).
- Hongve, D. & Løvstad, Ø. (1991). *Verneverdige innsjøer i Gardermo-området*. Rapport. Oslo. Tilgjengelig fra: <https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/eksterne/biologisk->

- mangfold/Dag_Hongve_1991_Verneverdige-innsjoer_i_Gardemoenomradet.pdf (lest 24.10.18).
- Hsieh, P. A. (2001). *TopoDrive and ParticleFlow—Two Computer Models for Simulation and Visualization of Ground-Water Flow and Transport of Fluid Particles in Two Dimensions*. Open-File Report 01-286: U.S. Geological Survey Tilgjengelig fra: <https://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/tdpf/ofr01-286.pdf> (lest 29.03.18).
- Jordforsk. (2018). *Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann* Stiftelsen VA/Miljøblad nr. 59. Tilgjengelig fra: http://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2016/11/Blad-59_april2018.pdf (lest 23.11.18).
- Jørgensen, P. & Østmo, S. R. (1990). Hydrogeology in the Romerike area, Southern Norway. *Nor. geol. unders. Bull.* (418): 19-26.
- Jørgensen, P., Stuanes, A. O. & Østmo, S. R. (1991). Aqueous geochemistry of the Romerike area, southern Norway. *Nor. geol. unders. Bull.* (420): 57-67.
- Jørgensen, P., Sørensen, R. & Haldorsen, S. (1994). *G11 Kvartærgeologi Kompendium, del 2*. Ås: Institutt for jord- og vannfag Seksjon for vannfag.
- Jørgensen, P., Sørensen, R. & Haldorsen, S. (1997). *Kvartærgeologi*. Ås: Landbruksforlaget. s. 167.
- Kommunekart*. (u.å.). Sandvika: Norkart AS. Tilgjengelig fra: <https://kommunekart.com/klient/ullensaker/kartportal> (lest 20.04.19).
- Kroglund, F., Kleiven, E. & Aanes, K. J. (2005). *Vurdering av årsak til fiskedød i Kleivsbekken, Kvinesdal kommune*. NIVA-rapport;5083. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/212949> (lest 23.04.19).
- Kunz, A. & Mukhtar, S. (2015). Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering* 36 (2): 377-386. doi: 10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n2p377-386/2016.
- Landbruksdirektoratet. (u.å.). *Jordbruksareal i drift*. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/statistikk/utvikling/jordbruksareal> (lest 01.02.19).
- Langangen, A. (2011). *Grytehullsjøene på Gardermoen. En vurdering av deres nåværende tilstand, med spesiell vekt på forekomsten av kransalger*. Blyttia 69(2):87-99. Tilgjengelig fra: <http://nhm2.uio.no/botanisk/nbf/temp/gardermoen.pdf> (lest 12.03.19).
- Larsen, B. E., Ganerød, G. V. & Høgaas, F. (2016). *Bakkegeofysiske undersøkelser ved Ydalir og Elverum sentrum, Elverum kommune, Hedmark*. NGU, rapport nr.: 2016.020.

- Trondheim: Norges Geologiske Undersøkelse. Tilgjengelig fra:
https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/2016/2016_020.pdf (lest 19.11.18).
- Lindstrøm, E.-A. & Brettum, P. (1985). *Hersjøen og Risa i Akershus - Biologisk begrunnet vannkvalitetsvurdering 1983-84*. NIVA-rapport;1751: Norsk Institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/204163> (lest 26.04.19).
- Lundem, K. (2017). *Historikk*. Tilgjengelig fra: <https://www.oeras.no/historikk/> (lest 01.02.19).
- Lytomt, H. C. (2019). *Forespørsel om vannkjemidata fra grunnvannsbrønner* (e-post til Ingvild Frogner 13.03.19).
- Maartmann, C. (2015). *Risebru*. Tilgjengelig fra:
https://www.akershus.no/ansvarsomrader/kulturminner/kulturminner-i-akershus/ullensaker/?article_id=203211 (lest 28.01.19).
- Mauring, E., Koziel, J., Lauritsen, T., Rønning, J. S. & Tønnesen, J. F. (1995). *Målinger med georadar. Teori, anvendelse, teknikker og eksempler på opptak*. NGU Rapport nr. 94.024: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra:
https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/1994/94_024.pdf (lest 18.11.18).
- Miljødirektoratet. (2017). *Ammoniakk (NH₃)*. Tilgjengelig fra:
<https://www.miljostatus.no/ammoniakk/> (lest 12.04.19).
- Miljødirektoratet. (u.å.-a). *Gardermoen, punkt 7 (GarP7riOp)*. Faktaark Vannregistreringer og måledata. Tilgjengelig fra:
<https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/90932> (lest 06.04.19).
- Miljødirektoratet. (u.å.-b). *Hersjøen, utløp*. Faktaark Vannregistreringer og måledata. Tilgjengelig fra: <https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/79012> (lest 07.04.19).
- Miljødirektoratet. (u.å.-c). *Vannlokalitet: Gardermoen, punkt 6 (GarP6riUt)*. Faktaark Vannregistreringer og måledata. Tilgjengelig fra:
<https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/90931> (lest 04.04.19).
- Miljødirektoratet. (u.å.-d). *Vannlokalitet: Hersjøen (002-37952)*. Faktaark Vannregistreringer og måledata. Tilgjengelig fra:
<https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/37952> (lest 05.04.19).
- Misund, A. & Sæther, O. M. (1991). *Undersøkelse av forurenset grunn og grunnvann ved Trandum militærleir*. Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 91.229. Tilgjengelig fra: http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/1991/91_228.pdf (lest 01.02.19).

- Misund, A. & Banks, D. (1993). *Geologiske og hydrogeologiske bakgrunnsdata fra Øvre Romerike, innsamlet av Norges geologiske undersøkelse i perioden 1966-92*. NGU Rapport nr. 93.016. Tilgjengelig fra:
https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/1993/93_016.pdf (lest 27.09.18).
- Mosby, J., Langevoll, K. C. & Philip, S. (2019). *Årsrapport Otra 2018 - kultiveringsutvalget*. Otra laxefiskelag. Tilgjengelig fra:
https://lakseelver.no/sites/default/files/2018_arsrapport_kultiveringsutvalget_0.pdf (lest 23.04.19).
- Mæhlum, L. (2018). *israndavsetninger*. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra:
<https://snl.no/israndavsetninger> (lest 01.11.18).
- Nesje, A. & Veldman, I. E. (2015). *Isranddelta*: Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra:
<https://snl.no/Isranddelta> (lest 20.11.18).
- NGU. (2016). *Israndavsetninger*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra:
<https://www.ngu.no/emne/israndavsetninger> (lest 20.11.18).
- NGU. (2018). *Grunnvannsstrømning*. Tilgjengelig fra:
<https://www.ngu.no/grunnvanninorge/alt-om-grunnvann/generelt-om-grunnvann/grunnvannsstrømning> (lest 05.02.19).
- NGU. (u.å.-a). *Berggrunn Nasjonal bergrunnsdatabase*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (lest 16.04.19).
- NGU. (u.å.-b). *Elektriske metoder*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra:
<https://www.ngu.no/sites/default/files/Elektriske%20metoder.pdf> (lest 18.10.18).
- NGU. (u.å.-c). *Georadar - Metodebeskrivelse*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/sites/default/files/GEORADAR-metodebeskrivelse.pdf> (lest 20.01.19).
- NGU. (u.å.-d). *GRANADA Nasjonal grunnvannsdatabase*. LGN Overvåkning Nordmoen. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/granada/>.
- NGU. (u.å.-e). *Løsmasser Nasjonal løsmassedatabase*. Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: www.ngu.no/losmasse (lest 25.04.19).
- NGU. (u.å.-f). *Metodebeskrivelse, 2D resistivitetsmålinger*: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/sites/default/files/2D%20RES-Metodebeskrivelse.pdf> (lest 28.09.18).
- Norge i bilder. (u.å.). *Flyfoto over Sesvolltjernet* Tilgjengelig fra:
<https://www.norgeibilder.no/> (lest 26.04.19).

- Norgeskart. (u.å.). Kartverket. Tilgjengelig fra: www.norgeskart.no (lest 26.04.19).
- NVE. (2015). *Grunnvann i Norge*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/hydrologi/grunn-og-markvann/grunnvann-i-norge/> (lest 07.02.19).
- NVE. (2016). *Retningslinjer for manuelle målinger av snø*. Norges vassdrags- og energidirektorat: Retningslinjer for hydrologiske undersøkelser. Tilgjengelig fra: https://www.nve.no/Media/4571/15_retn-snømåling_20062016.pdf (lest 06.09.18).
- NVE. (u.å.-a). *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-Indeks-Analyse*. Tilgjengelig fra: <http://nevina.nve.no/> (lest 01.02.19).
- NVE. (u.å.-b). *NVE Atlas*: Norges vassdrags- og energidirektorat. Tilgjengelig fra: <https://atlas.nve.no/html5Viewer/?viewer=nveatlas> (lest 28.01.19).
- Nyberg, P., Andersson, P., Degerman, E., Borg, H. & Olofsson, E. (1995). Labile inorganic manganese - an overlooked reason for fish mortality in acidified streams? *Water, Air and Soil Pollution*, 85 (2): 333-340. doi: 10.1007/BF00476851.
- Oftedahl, C. (1981). *Norges geologi : en oversikt over Norges regionalgeologi*. 2. utg. Trondheim: Tapir. s. 11, 28-30.
- Pedersen, H. B., Dervo, L., Nordli, S., Fodstad, T., Skjølås, Å. M., Engødegård, A., Åkerstrøm, A., Sørby, T. L., Nilsen, L., Winger, A. C., et al. (2015). *Supplerende kartlegging av fiskestatus i bekker og mindre elver i Hurdalsvassdraget/Vorma*. Vannområdeutvalget i Hurdalsvassdraget/Vorma, Notat nr. 1/2015. Tilgjengelig fra: https://huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/Kartlegging%20av%20gytebekker%20og%20vandringshindre%20for%20fisk%20i%20Vannområdet%20Hurdalsvassdraget_Vorma.pdf (lest 26.04.19).
- Pedersen, H. B. (2017). *Referat fra befaring av Risa for videre problemkartlegging av jern mm. som årsak til fiskedød*. Vannområdet Hurdalsvassdraget/Vorma. Tilgjengelig fra: <https://www.huvo.no/filer/dokumenter/gruppene/referanse/Referat-befaring-av-Risa-6.7.17.pdf> (lest 26.04.19).
- Pedersen, H. B., Dervo, L., Nordli, S., Fodstad, T., Skjølås, Å. M., Engødegård, A., Åkerstrøm, A., Sørby, T. L., Nilsen, L., Winger, A. C., et al. (2017a). *Supplerende kartlegging av fiskestatus i bekker og mindre elver i Hurdalsvassdraget/Vorma i 2016*. Vannområdet Hurdalsvassdraget/Vorma, Notat nr.1/2017. Tilgjengelig fra: https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/Huvo-notat_1_2017_Kartlegging-av-gytebekker-2016.pdf (lest 22.01.19).

- Pedersen, H. B., Nordli, S., Bur, O., Fodstad, T., Dervo, L., Skjølås, Å. M., Engødegård, A., Åkerstrøm, A., Sørby, T. L., Selboe, T. W., et al. (2017b). *Oversikt over de viktigste menneskeskapte barrierer og demninger i vassdragene innen Vannområdet Hurdalsvassdraget/Vorma*. Vannområdet Hurdalsvassdraget/Vorma, Notat nr. 2/2017. Tilgjengelig fra: https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/Huvo-notat-2_2017-Fysiske-barrierer-i-Huvo.pdf (lest 03.03.19).
- Peuranen, S., Vuorinen, P. J., Vuorinen, M. & Hollender, A. (1994). The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of Brown Trout (*Salmo trutta*). *Annales Zoologici Fennici*, 31: 389-396.
- Poléo, A. B. S. & Hytterød, S. (2003). The effect of aluminium in Atlantic salmon (*Salmo salar*) with special emphasis on alkaline water. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 97: 89-96. doi: 10.1016/S0162-0134(03)00261-7.
- Ramberg, I. B., Bryhni, I. & Nøttvedt, A. (red.). (2006). *Landet blir til - Norges geologi*. Trondheim: Norsk Geologisk forening (NGF). s. 68, 516.
- Reynolds, J. M. (2011). *An Introduction to Applied and Environmental Geophysics* 2. utg. West Sussex: John Wiley & Sons, Ltd. kap. 7, 13 og 14.
- Rise, L. & Brendryen, J. (2013). *Leirinnhold i jordarter - en sammenlignende studie med vekt på metodene Coulter Laser 200 og Sedigraph, og forslag til beregning av ekvivalent leirinnhold i prosent*. NGU Rapport nr.: 2013.012. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse. Tilgjengelig fra: https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/2013/2013_012.pdf (lest 10.02.19).
- Rohrlack, T. & Haaland, S. (2017). *Paleolimnologisk undersøkelse av Hersjøen (002-4158-L)*. MINA fagrapport 39, ISSN: 2535-2806. Tilgjengelig fra: https://static02.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/pdf/mif39.pdf (lest 21.02.19).
- Rosseland, B. O. (1999). Vannkvalitetens betydning for fiskehelsen. I: Poppe, T. (red.) *Fiskehelse og fisesykdommer*, s. 240-252. Oslo: Universitetsforlaget.
- Schwartz, F. W. & Zhang, H. (2003). *Fundamentals of Groundwater*. New York: John Wiley & Sons, Inc. s. 44-53, 167-170.
- Skrutvold, J., Pedersen, P. A., Roseth, R., Haaland, S. & French, H. K. (2019). *Vegsalt og formiatbaserte avisningsmidler*. NIBIO Rapport;4(144) 2018. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2579811> (lest 15.02.19).

- Slaninova, A., Machova, J. & Svobodova, Z. (2014). Fish kill caused by aluminium and iron contamination in a natural pond used for fish rearing: a case report. *Veterinarni Medicina*, 59 (11): 573-581.
- Slater, L., Binley, A., Daily, W. & Johnson, R. (2000). Cross-hole electrical imaging of a controlled saline tracer injection. *Journal of applied Geophysics* 44 (2-3): 85-102. doi: 10.1016/S0926-9851(00)00002-1.
- Snekkerbakken, A. M., Ragnhildstveit, J. & Nordahl-Olsen, T. (2002). *Grunnvann i Ullensaker kommune*. Rapport fra NGU Rapport nr. 92.081. Tilgjengelig fra: https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/1992/92_081.pdf (lest 10.11.18).
- Solheim, A. L., Berge, D., Tjomsland, T., Kroglund, F., Tryland, I., Schartau, A. K., Hesthagen, T., Borch, H., Skarbøvik, E., Eggestad, H. O., et al. (2008). *Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering*. NIVA RAPPORT L.NR. 5708-2008: Norsk institutt for vannforskning. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/214306> (lest 01.04.19).
- Stabell, T. (2018). *Cyanobakterier i Kolbotnvann og Hersjøen, Akershus fylke: Slektene Anabaena, Aphanizomenon og Planktothrix*. FAUN RAPPORT 017-2018. Tilgjengelig fra: <https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/interne/Faun-2018-tradformete-cyanobakterier-Hersjoen.pdf> (lest 14.04.19).
- Storrø, G. (1990). *Kartlegging av oljeforurensset grunn/grunnvann ved bygning 111, Trandum militærleir*. Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 91.155.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3. utg. New York: John Wiley & Sons.
- Sørensen, R. (1996). *Romerikes geologi*. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, Ås: Særtrykk av: Det Norske Vitenskaps-akademi.
- Taksdal, S. (2019). *Historiske data* (e-post til Daniel Almhjell 22.01.19).
- Teien, H.-C., Kroglund, F., Salbu, B. & Rosseland, B. O. (2006). Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Science of the Total Environment*, 358 (1-3): 206-220. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.04.023.
- Teien, H.-C., Garmo, Ø. A., Åtland, Å. & Salbu, B. (2008). Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environmental science & technology*, 42 (5): 1780-1786. doi: 10.1021/es071965m.

- Tuttle, K. J., Østmo, S. R. & Andersen, B. G. (1995). Quantitative study of the distributary braidplain of the Preboreal ice-contact Gardermoen delta complex, southeastern Norway *Boreas*, 26 (2): 141-156. doi: 10.1111/j.1502-3885.1997.tb00660.x.
- Tømmerdal, H. M. (2017). *En evaluering av empiriske formler som relaterer kornfordeling til hydraulisk konduktivitet og deres egnethet til bruk i fluviale og glasifluviale sedimenter*. Masteroppgave. Institutt for geovitenskap og petroleum. Trondheim: Norges tekniske-naturvitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmloi/handle/11250/2452117> (lest 25.10.18).
- Tønnesen, D., Hak, C., Lòpez-Aparicio, S., Santos, G. S., Vogt, M., Berdal, M. & Lindholm, M. (2016). *Luftkvalitetsberegninger for Oslo Lufthavn*. NILU rapport 33/2016. Oslo: Norsk institutt for luftforskning. Tilgjengelig fra: <https://nilu.brage.unit.no/nilu-xmloi/handle/11250/2428275> (lest 13.09.18).
- Ullensaker kommune. (2017). *Vassdragsovervåking*. Tilgjengelig fra: <https://www.ullensaker.kommune.no/publisert-innhold/teknisk-og-eiendom/vassdragsovervakning/> (lest 21.01.19).
- Ullensaker kommune. (u.å.). *Landbruk, vedlegg 5*. Tilgjengelig fra: <https://www.ullensaker.kommune.no/siteassets/20-pdf-dokumenter/varv/hovedplaner/hovedplan-avlop-og-vannmiljo-2015-2025/vedlegg-5-oversikt-over-landbruket-mhp-avrenning-til-vassdrag-i-ullensaker-kommune.pdf> (lest 01.02.19).
- Vann-Nett. (u.å.-a). *Hersjøen*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-4158-L> (lest 26.04.19).
- Vann-Nett. (u.å.-b). *Risa med tilløpsbekker*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/002-2347-R> (lest 21.01.19).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446/KAPITTEL_5#%C2%A726 (lest 08.04.19).
- Vikan, H. (2013). *Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger* Vannforeningen VANN 03 2013. Tilgjengelig fra: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2013_882436.pdf (lest 23.04.19).
- Vuorinen, P. J., Keinänen, M., Peuranen, S. & Tigerstedt, C. (1998). Effects of iron, aluminium, dissolved humic material and acidity on grayling (*Thymallus thymallus*) in

- laboratory exposures, and a comparison of sensitivity with brown trout (*Salmo trutta*). *Boreal Environment Research*, 3 (4): 405-419.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology - Lake and River Ecosystems*. 3. utg. Oxford: Elsevier. s. 160-161.
- Witters, H., Puymbroeck, S. V., Vangenechten, J. H. D. & Vanderborght, O. L. J. (1990). The effect of humic substances on the toxicity of aluminium to adult rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *Journal of Fish Biology* 37 (1): 43-53. doi: 10.1111/j.1095-8649.1990.tb05925.x.
- WRB, I. W. G. (2015). *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Økland, J. & Økland, K. A. (1995). *Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer*. Stabekk: Vett & Viten AS. s. 162-163.
- ØRAS. (2016). *ØRAS Årsrapport 2016*. Tilgjengelig fra: <https://www.oeras.no/getfile.php/132476-1495636935/Filer/%C3%98RAS%20A%CC%8Ar rapport%202016%20lowres%20NY.pdf> (lest 02.03.19).
- ØRAS. (2017). *ØRAS Årsrapport 2017*. Tilgjengelig fra: <https://www.oeras.no/getfile.php/133834-1524141224/Filer/%C3%98RAS%20A%CC%8Ar rapport%202017%20lowres%20for%20web.pdf> (lest 02.03.19).
- ØRAS. (2018). *Miljøposten Miljøstasjon Dal Skog 2018/2019*. Tilgjengelig fra: <https://www.oeras.no/getfile.php/133761-1523606964/Filer/%C3%98RAS%20Milj%C3%B8posten%20web%202018%20A4.pdf> (lest 01.02.19).
- Østmo, S. R. (1976). *Øvre Romerike. Grunnvann i løsavsetninger mellom Jessheim og Hurdalsjøen. Hydrogeologisk kart M 1:20 000*: Norges geologiske undersøkelse.
- Øvstedal, J. & Wejden, B. (2007). Dispersion of De-Icing Chemicals to the Areas Along the Runways at Oslo Airport Gardermoen. *SAE Technical Paper 2007-01-3351*: 6. doi: 10.4271/2007-01-3351.
- Åkerstrøm, A., Pedersen, H. B. & Dønnum, B. O. (2016). *Fiskedød i Risa 2015*: Ullensaker Kommune. Tilgjengelig fra:

https://www.huvo.no/filer/dokumenter/rapporter/eksterne/fiskeundersokelser/Fiskedod_i_Risa_2015_Notat_Ullensaker_kommune.pdf (lest 21.05.18).

Åstebøl, S. O. (2000). *Grunnvannets kvalitet på Gardermoen*. VANN-3-2000:

Vannforeningen. Tilgjengelig fra:

<https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/grunnvannets-kvalitet-pa-gardermoen/> (lest 26.04.19).

Åtland, Å., Kroglund, F. & Røyset, O. (2003). *Avgiftning av jern ved dosering av flytende silikat - en pilotstudie*. NIVA-rapport;4694. Tilgjengelig fra:

<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/212145> (lest 21.02.19).

Liste over vedlegg

- Vedlegg A: Renseeffekt av ammonium på (ØRAS) Dal miljøstasjon for 2016 og 2017.
- Vedlegg B: Supplerende informasjon om georadar – teori og tolkning.
- Vedlegg C: Supplerende informasjon om jordprøver og kornfordelingsanalyse.
- Vedlegg D: Avrenningskart og informasjon om de tre avrenningsområdene i Risas øvre del generert av karttjenesten NEVINA.
- Vedlegg E: Fullstendig vannanalyse av vannprøver.
- Vedlegg F: Vannføring i Risa fra 1966-1974 og 1993-2001.
- Vedlegg G: Grunnvannsnivå på Hauersetser fra 2001-2018.
- Vedlegg H: Temperatur, nedbør og snødybde for resterende år (2008-2014, 2017 og 2018) fra 1 mars til 1 juni.
- Vedlegg I: Informasjon for bestemmelse av parametere og enheter for den konseptuelle modelleringen i Topodrive.
- Vedlegg J: Forhold mellom jern og totalt organisk karbon (Fe/TOC) i vannprøver.
- Vedlegg K: Kart som viser myrområdene Stormåsan og Høgmåsan nord for Sesvolltjernet.
- Vedlegg L: Eksempler på randsoner fra Glomma og Rio Negro i Brasil.
- Vedlegg M: Oversiktskart over brønnene 76, 77, 78, 82, 83, 89, 90 og 92.

VEDLEGG A Renseeffekt av ammonium på (ØRAS) Dal miljøstasjon for 2016 og 2017.

Tabell A.1: Renseeffekt av ammonium i 2017 per måned i infiltrasjonslagune ved Dal miljøstasjon (ØRAS) (ØRAS, 2017).

	<i>April</i>	<i>Juli</i>	<i>Oktober</i>	<i>Desember</i>
Innløp (mg NH ₄ /l)	250	250	220	220
Infiltrasjonslagune (mg NH ₄ /l)	0,33	1,2	43	160
Renseeffekt	99,9 %	99,5 %	80,5 %	27,3 %

Tabell A.2: Renseeffekt av ammonium i 2016 per måned i infiltrasjonslagune ved Dal miljøstasjon (ØRAS) (ØRAS, 2016).

	<i>April</i>	<i>Juli</i>	<i>Oktober</i>	<i>Desember</i>
Innløp (mg NH ₄ /l)	200	230	300	270
Infiltrasjonslagune (mg NH ₄ /l)	120	0,19	0,68	2,3
Renseeffekt	40 %	99 %	99 %	99 %

Teori

Georadar fungerer ved at det utsendes korte elektromagnetiske (EM) pulser mellom 10 MHz og 1000 MHz ned i grunnen som deretter vil reflekteres tilbake til en mottaker. Etter hvert som antennen flyttes bortover så vil de reflekterte signalene vises som et radiogram i form av funksjonen til toveis gangtiden (t_{2v}) til signalene (tiden fra signalet sendes ut fra senderen til det blir registrert i mottakeren) (Larsen et al., 2016; Muring et al., 1995)

Høy antennefrekvens gir bedre vertikal oppløsning og dårlig penetrasjonsdybde, mens en lav antennefrekvens vil gi god penetrasjonsdybde og lav oppløsning (Muring et al., 1995). For geologiske undersøkelser der god penetrasjonsdybde er viktig, er det vanlig å bruke en antennefrekvens på mindre enn 500 MHz (Reynolds, 2011). Penetrasjonsdypet til EM-bølgene vil avta med økende elektrisk ledningsevne i bakken, med andre ord vil godt ledende materialer som leire eller saltvann dempe signalene kraftig. Ser man bort i fra antennefrekvens, kan et grovt estimat av penetrasjonsdybde gjøres ved følgende formel:

$$d = \frac{35}{\sigma} \quad (\text{formel B.1})$$

der σ er elektrisk ledningsevne målt i mS/m (Muring et al., 1995). Penetrasjonsdybden vil i tillegg avhenge av EM-bølgenes hastighet samt de aktuelle materialenes dielektriske egenskaper. Derfor kan penetrasjonsdybden beregnes mer nøyaktig ved

$$d = \frac{Vt_{2v}}{2} \quad (\text{formel B.2})$$

der V er bølgehastigheten til EM-bølgene (m/ns) og t_{2v} er toveis gangtid målt i nanosekunder, ns (NGU, u.å.-b). EM-bølgenes utbredelseshastighet (V) i et medium kan defineres ved:

$$V \approx \frac{c}{\sqrt{\epsilon_r}} \quad (\text{formel B.3})$$

der c er lysets hastighet ($\sim 2,99 \times 10^8$ m/s) og ϵ_r er den relative dielektriske konstanten.

Avhengig av de elektriske egenskapene i materialene som undersøkes (dielektrisitet, elektrisk ledningsevne og magnetisk permeabilitet) vil EM-pulsenes utbredelse variere (Muring et al.,

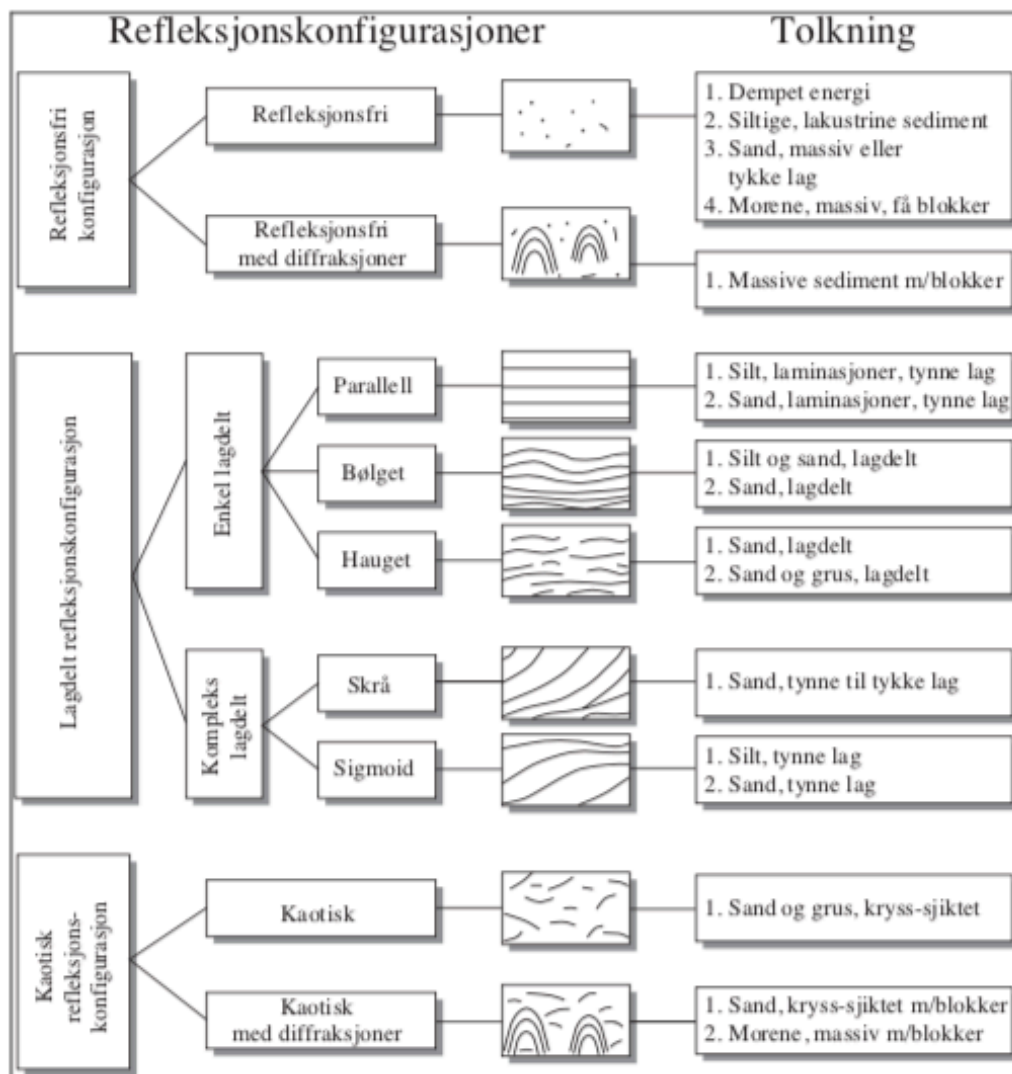
1995). Endringene i dielektrisitet og ledningsevne er som regel relatert til tetthet, minneralegenskaper og metningsgrad. Tørre enheter av sand er ideelt og kan gi gode og høyoppløselige bilder av grunnen (Schwartz & Zhang, 2003). Det er vanninnholdet som kontrollerer hvor stor dielektrisitetskonstanten (ϵ_r) er i et materiale, og som derfor har størst betydning for EM-bølgenes utbredelseshastighet (Mauring et al., 1995). Georadarmetoden er avhengig av at det er variabilitet i bakken; det er kontrasten i den dielektriske konstanten mellom ulike lag som vil gi mest refleksjon. Mellom tørre og vannmettede avsetninger er det en stor kontrast i dielektrisiteten, og på denne måten vil grensen til grunnvannsspeilet ofte sees som en kraftig reflektor i georadarprofilen (Mauring et al., 1995; Reynolds, 2011). Tabell B.1 viser en oversikt over dielektrisitetskonstanten og bølgehastighet til noen utvalgte geologiske materialer.

Tabell B.1: Typiske verdier av dielektrisitetskonstant (ϵ_r) og bølgehastighet (V) i utvalgte geologiske materialer ved 100 MHz. Modifisert etter Mauring et al. (1995).

<i>Materiale</i>	ϵ_r	V (m/ns)
Luft	1	0,30
Ferskvann	80	0,033
Tørr sand	3-10	0,15
Vannmettet sand	20-30	0,06
Silt	5-30	0,07
Leire	5-40	0,06
Granitt	4-6	0,13

Tolkning av georadaropptak

Figur B.1 definerer ulike refleksjonskonfigurasjoner som kan være et hjelpemiddel for å tolke hvilke avsetningstyper man ser i et georadaropptak. Refleksjonskonfigurasjonene gir kun en indikasjon på hva som er typisk for noen avsetningstyper, og tolkningen bør derfor kombineres med annen tilgjengelig informasjon om geologi og løsmassetyper i området.



Figur B.1: Tolkningmulighet av løsmassetyper fra ulike refleksjonskonfigurasjoner (Beres og Haeni, 1991, referert i Muring et al., 1995).

VEDLEGG C

Supplerende informasjon om jordprøver og kornfordelingsanalyse.

Tabell C.1: Vektfordeling av jordprøvene med sikting gjennom maskevidder fra 8 – 0,063 mm.

Fargekode	Vekt før sikting [g]	Maskevidde [mm]									Vekt etter sikting [g]
		8	4	2	1	0,5	0,25	0,125	0,063	<0,063	
Gul	596	0	0	0	0	17,6	216,4	315,2	43	3,8	596
Grønn	633	0	0	0	6,7	48,6	208	223,6	97,7	48,1	632,7
Rosa	268,2	0	0	0	0	2,8	51,8	111,1	58,6	43,8	268,1
Blå	321,2	0	0	0,7	5,1	31,8	118,5	96,9	39,7	28,2	320,9

Tabell C.2: Tilleggsinformasjon og kort beskrivelse av de fire jordprøvene.

Prøve	Farge	Aggregater	Organisk materiale	Annet
Blå	Brunere enn de andre prøvene	Flere rødligge aggregater	Noe organisk materiale	Noe støv da prøven ble helt over i siktene
Gul	Meget grå farge	Lite/ingen aggregater	En del finere organisk materiale. 2,5 gram ble filtrert vekk med 1 mm sikt. Det var fortsatt en del finere organisk materiale etter 1 mm sikting, men det meste ble filtrert bort med 0,5 mm sikt	
Grønn	Noe rødbrun, men ikke like farget som blå prøve	En del aggregater	Relativt lite organisk materiale	
Rosa	Meget grå farge	Lite aggregater	Det var i prøven litt større biter av noe som så ut som forsteinet tre (pyrittisering?). De største bitene ble fjernet før veiing og sikting	Mer finkornet enn de andre prøvene

Tabell C.3: Prosentvis fordeling av ulike kornstørrelser i jordprøvene brukt for klassifisering i sandtrekant.

Fargekode	Veldig fin og fin sand (0,063-0,25 mm)	Mellomsand (0,25-1 mm)	Veldig grov og grov sand (1-2 mm)	Sum
Gul	60,5 %	39,5 %	0 %	100 %
Grønn	55 %	43,9 %	1,1 %	100 %
Rosa	75,7 %	24,3 %	0 %	100 %
Blå	46,8 %	51,5 %	1,7 %	100 %

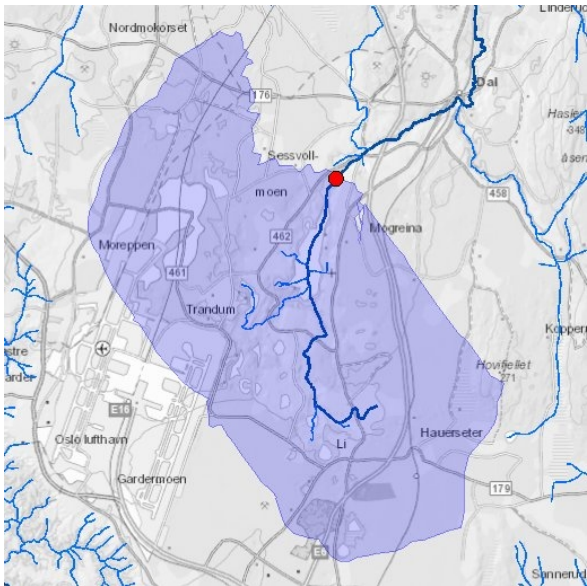
Tabell C.4: Kumulativ prosentfordeling av størrelsesfraksjonene for de fire prøvene brukt i kornfordelingskurve.

Maskevidde [mm]	0,063	0,125	0,25	0,5	1	2
Kumulativ % Gul	1	8	61	97	100	100 %
Kumulativ % Grønn	8	23	58	91	99	100 %
Kumulativ % Rosa	16	38	80	99	100	100 %
Kumulativ % Blå	9	21	51	88	98	100 %

VEDLEGG D

Avrenningskart og informasjon om de tre avrenningsområdene i Risas øvre del generert av karttjenesten NEVINA.

Avrenningsområde fra område 1 (Hersjøen):



Norges vassdrags- og energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

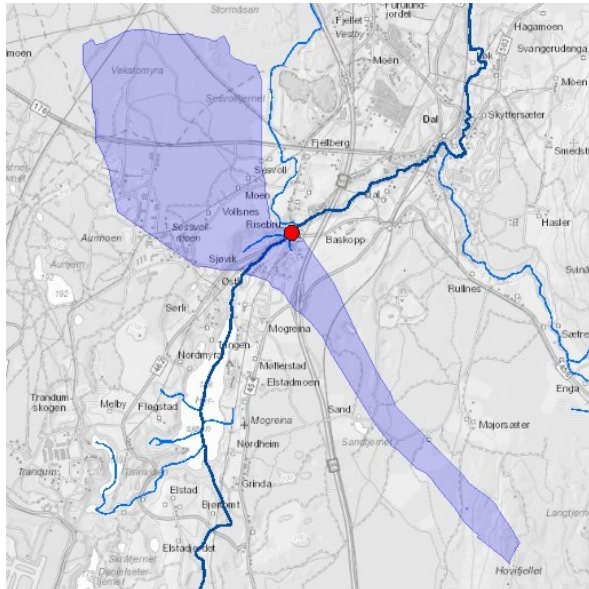
Lavvannskart		Feltparametere	
Vassdragsnr.:	002.DAA2Z	Areal (A)	40,1 km ²
Kommune:	Ullensaker	Effektivt sjø (S _{eff})	- %
Fylke:	Akershus	Elvelengde (E _L)	6,6 km
Vassdrag:	Risa	Elvegradient (E _G)	5,8 m/km
Vannføringsindeks, se merknader		Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	3,2 m/km
Middelvannføring (61-90)	14,2 l/(s*km ²)	Feltlengde(F _L)	7,2 km
Alminnelig lavvannføring	- l/(s*km ²)	H _{min}	158 moh.
5-persentil (hele året)	- l/(s*km ²)	H ₁₀	181 moh.
5-persentil (1/5-30/9)	- l/(s*km ²)	H ₂₀	193 moh.
5-persentil (1/10-30/4)	- l/(s*km ²)	H ₃₀	196 moh.
Base flow	- l/(s*km ²)	H ₄₀	199 moh.
BFI	-	H ₅₀	201 moh.
Klima		H ₆₀	204 moh.
Klimaregion	Ost	H ₇₀	207 moh.
Årsnedbør	802 mm	H ₈₀	209 moh.
Sommernedbør	377 mm	H ₉₀	212 moh.
Vinternedbør	426 mm	H _{max}	266 moh.
Årstemperatur	3,7 °C	Bre	0,0 %
Sommertemperatur	12,2 °C	Dyrket mark	12,3 %
Vintertemperatur	-2,3 °C	Myr	1,2 %
Temperatur Juli	14,8 °C	Sjø	3,1 %
Temperatur August	13,9 °C	Skog	64,5 %
		Snau fjell	0,0 %
		Urban	12,7 %

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Avrenningsområde fra område 2 (grunnvannsbidrag fra nord og fra sør mellom område 1 og Risebru):



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lavvannskart

Vassdragsnr.: 002.DAA2Z
Kommune: Ullensaker
Fylke: Akershus
Vassdrag: Risa

Feltparametere

Areal (A)	6,5 km ²
Effektiv sjø (S_{eff})	- %
Elvelengde (E_L)	- km
Elvegradient (E_G)	- m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G_{1085})	- m/km
Feltlengde (F_L)	4,7 km

Middelvannføring (61-90)	11,6 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	- l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	- l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	- l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	- l/(s*km ²)
Base flow	- l/(s*km ²)
BFI	-

H_{min}	157 moh.
H_{10}	190 moh.
H_{20}	195 moh.
H_{30}	197 moh.
H_{40}	199 moh.
H_{50}	200 moh.
H_{60}	201 moh.
H_{70}	202 moh.
H_{80}	203 moh.
H_{90}	203 moh.
H_{max}	268 moh.

Klima

Klimaregion	Ost
Årsnedbør	797 mm
Sommernedbør	376 mm
Vinternedbør	421 mm
Årstemperatur	3,7 °C
Sommertemperatur	12,1 °C
Vintertemperatur	-2,4 °C
Temperatur Juli	14,7 °C
Temperatur August	13,9 °C

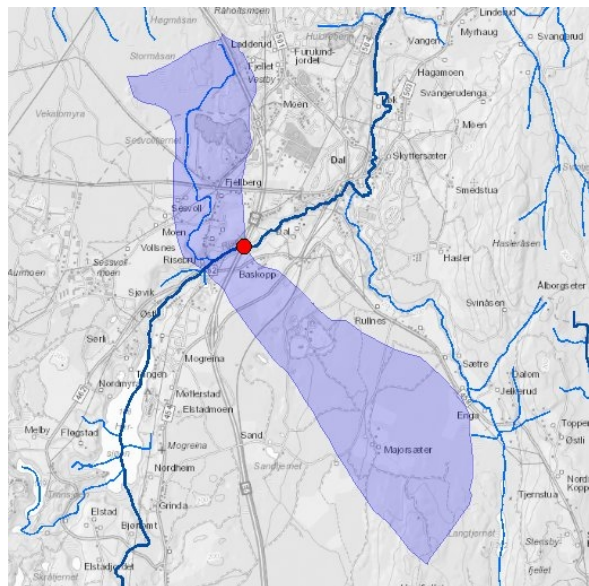
Brø	0,0 %
Dyrket mark	13,0 %
Myr	0,7 %
Sjø	0,3 %
Skog	78,7 %
Snau fjell	0,0 %
Urban	1,4 %

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Avrenningsområdet fra område 3 (grunnvannsbidrag fra nord og fra sør langs elvestrengen nedstrøms Risebru):



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lavvannskart

Vassdragsnr.: 002.DAA2Z
Kommune: Eidsvoll
Fylke: Akershus
Vassdrag: Risa

Feltparametere

Areal (A)	7,5 km ²
Effektiv sjø (S_{eff})	- %
Elvelengde (E_L)	- km
Elvegradient (E_G)	- m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G_{1085})	- m/km
Feltlengde (F_L)	4,5 km

Middelvannføring (61-90)	11,7 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	- l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	- l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	- l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	- l/(s*km ²)
Base flow	- l/(s*km ²)
BFI	-

H_{min}	157 moh.
H_{10}	191 moh.
H_{20}	195 moh.
H_{30}	199 moh.
H_{40}	200 moh.
H_{50}	201 moh.
H_{60}	204 moh.
H_{70}	209 moh.
H_{80}	214 moh.
H_{90}	219 moh.
H_{max}	262 moh.

Klimaregion	Ost
Årsnedbør	782 mm
Sommernedbør	371 mm
Vinternedbør	411 mm
Årstemperatur	3,7 °C
Sommertemperatur	12,1 °C
Vintertemperatur	-2,3 °C
Temperatur Juli	14,7 °C
Temperatur August	13,8 °C

Brø	0,0 %
Dyrket mark	21,7 %
Myr	0,5 %
Sjø	0,6 %
Skog	72,6 %
Snau fjell	0,0 %
Urban	2,5 %

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrværsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

VEDLEGG E

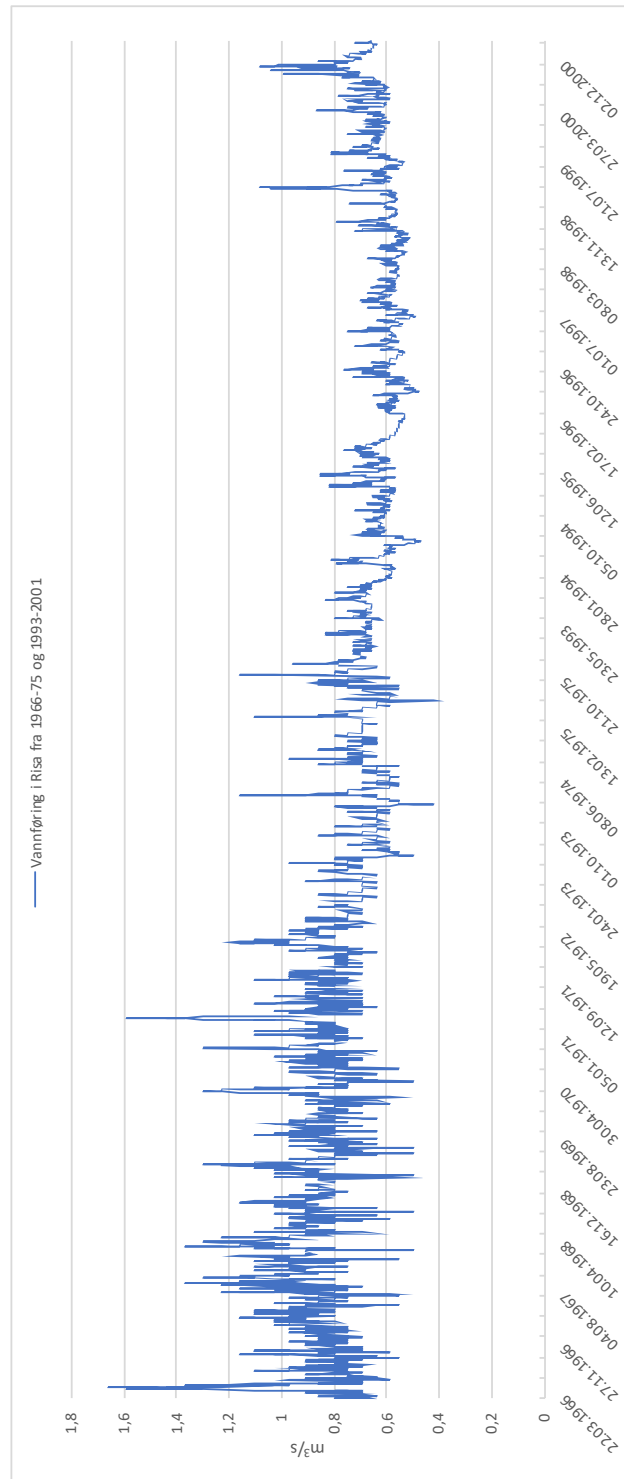
Fullstendig vannanalyse av vannprøver.

Lokalitet	Beskrivelse	Na (mg/l)	Mg (mg/l)	Al (µg/l)	K (mg/l)	Ca (mg/l)	Cr (µg/l)	Mn (µg/l)	Fe (µg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Pb (µg/l)	Klorid (mg/l)	Nitrat-N (mg/l)	Sulfat (mg/l)	TOC (mg/l)	EC (µS/cm)	pH	Alkalitet (mmol/l)
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	4,3	3,4	1,4	1,3	41	0,021	7,6	5,7	0,12	0,11	<LD	7,1	0,13	17	1,2	247	8,22	2,036
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	4,1	3,3	1,9	1,2	39	0,022	12	12	0,11	0,11	<LD	7,2	0,12	17	1,2	240	8,18	1,972
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	4,5	3,5	1,5	1,4	39	0,021	7,6	12	0,15	0,28	<0,034	8,1	0,028	17	1,4	245	8,12	1,91
2a	Måketjern ved utløp	3	3	1,6	0,95	30	0,039	1	29	0,1	0,17	<LD	4	0,18	15	2,1	185	7,94	1,498
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	3,2	3,2	1,2	1	31	0,041	1,3	18	0,13	0,16	<LD	4,3	0,23	17	1,7	188	7,89	1,504
3a	Grytehulsjø S-V for Risebru	10	5	1,5	1,4	50	<0,019	4,7	12	0,21	0,34	<LD	48	0,34	17	2,5	345	7,94	1,683
3b	Utløpsbekk fra grytehulsjø	10	5	1,5	1,3	50	0,041	56	120	0,23	0,28	0,046	48	0,16	17	2,2	349	8,14	1,73
4a	Sesvolltjernet	6,8	3,4	29	1,9	24	0,26	2,4	310	0,62	2,1	0,049	10	0,74	42	9,4	191	7,61	0,621
4b	Utløpsbekk fra Sesvolltjernet	6,5	3,2	27	1,7	23	0,25	20	340	0,43	1,1	0,038	9,7	0,65	40	10	184	7,63	0,618
4c	Dam ved Sesvollvegen	6,4	3,2	21	1,7	23	0,23	22	320	0,41	0,81	<0,034	9,6	0,57	39	10	184	7,66	0,64
4d	Borgentjern ved Risebruvegen	5,2	2,3	55	1,5	17	0,32	8,7	710	0,67	1,9	0,1	8,1	0,58	26	11	140	7,34	0,504
4e	Tilløpsbekk til Risa	3,8	3,6	2,1	1,2	40	0,047	33	31	0,25	0,29	<LD	7,1	0,65	25	1,4	245	8,09	1,774
5a	Kildeutspring ved Måketjern	1,9	1,6	3,8	0,92	23	0,14	4,6	48	1,9	1,4	<0,034	2,5	0,35	9	1,1	136	7,78	1,099
5b	Kildeutspring ved Måketjern	3,5	3,9	3,7	1,1	36	0,65	0,57	3,4	0,25	0,27	<0,034	6,1	3,7	21	0,85	225	7,96	-
5c	Sidebekk øst for Risebru	3,8	3,6	1,4	1,2	40	<0,019	1,5	20	0,2	0,19	<0,034	6,1	0,033	20	1,4	245	7,9	1,978
5d	Sidebekk øst for Risebru	4,6	4,8	1,7	1,6	50	0,072	4,7	11	0,14	0,1	<LD	8,3	1,7	32	0,93	303	8,23	2,216
5e	Sidebekk øst for Risebru	4,2	4,9	1,8	1,3	48	0,021	2,2	4,2	0,18	0,23	<0,034	9,9	0,27	35	0,64	295	8,14	2,13
5f	Sidebekk øst for Risebru	4,3	4,6	1,5	1,3	46	<0,019	5,2	41	0,12	0,12	<0,034	9,6	<0,020	29	0,99	273	7,96	2,008

VEDLEGG F

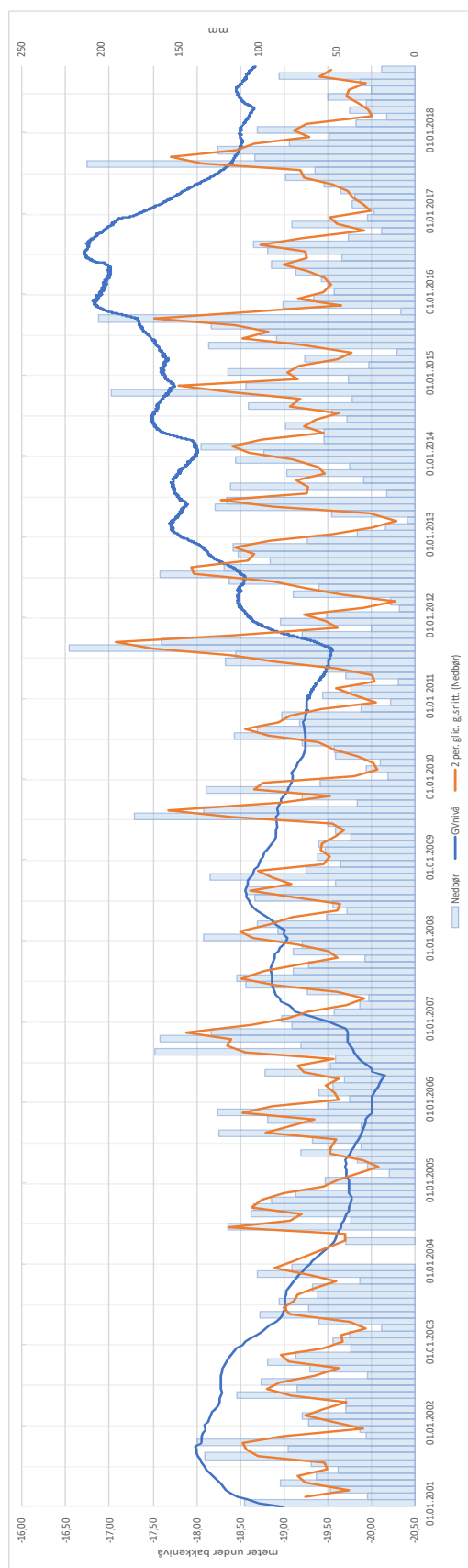
Vannføring i Risa fra 1966-1974 og 1993-2001.

Vannføring i Risa fra 1966-75 og 1993-2001 fra NVEs nedlagte målestasjon (Taksdal, 2019):



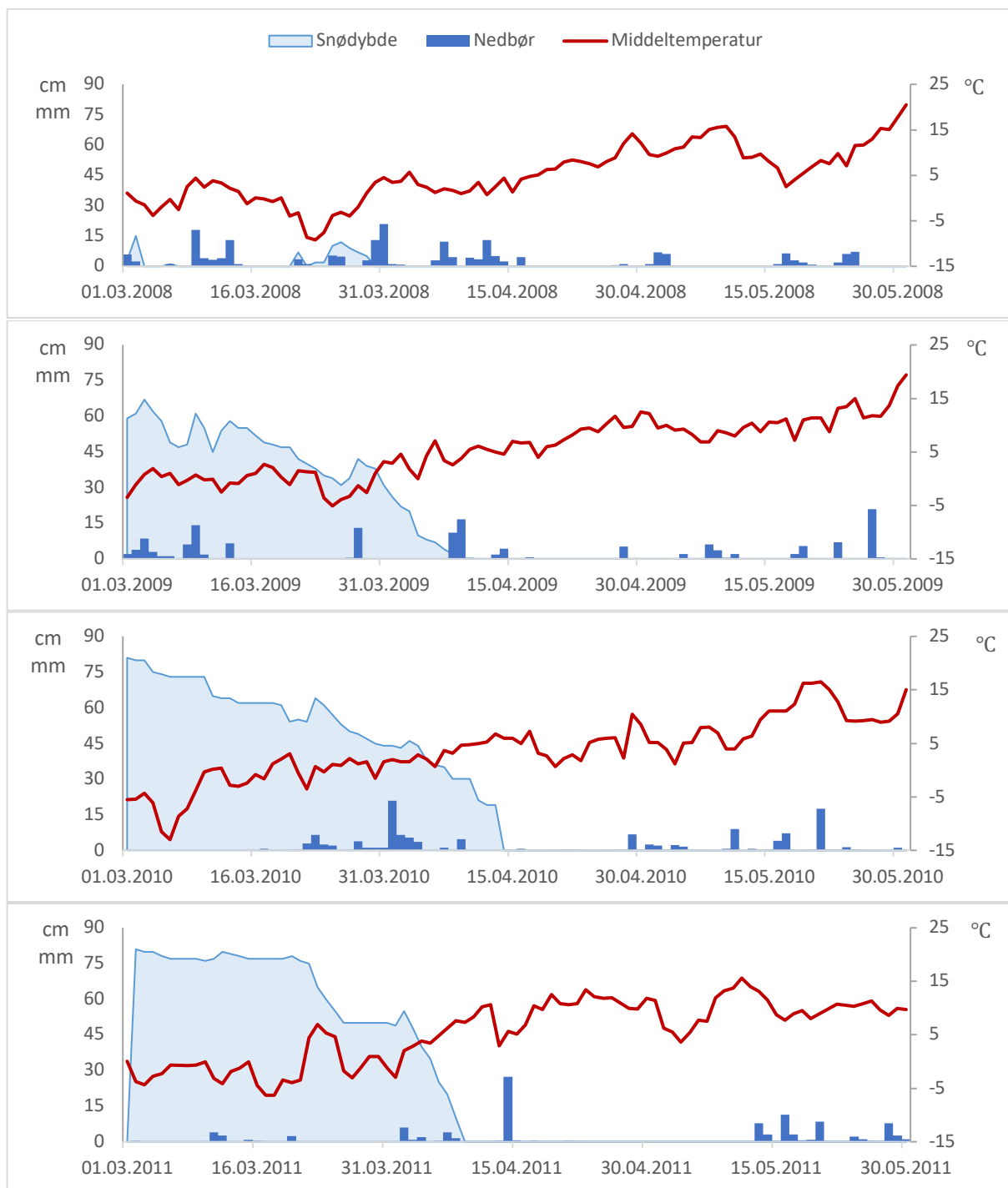
VEDLEGG G

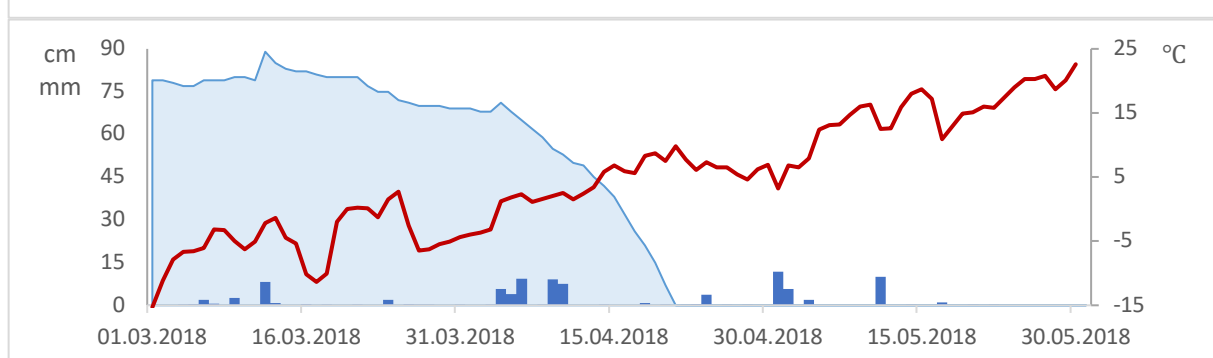
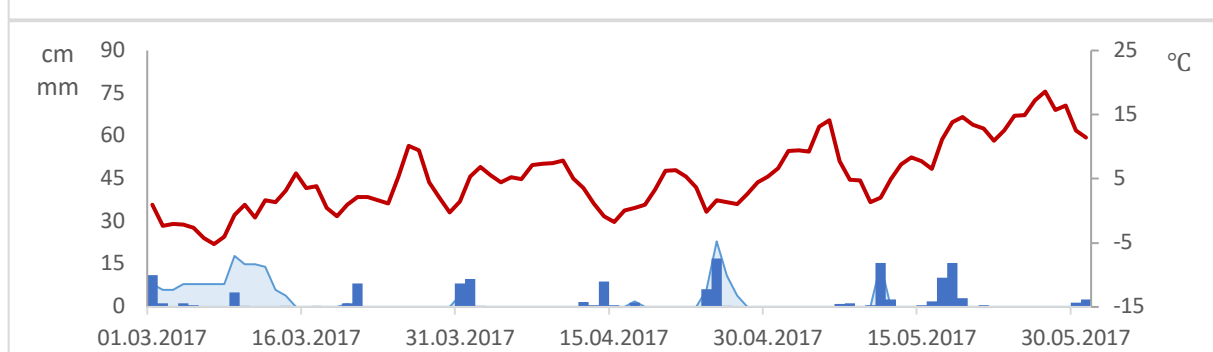
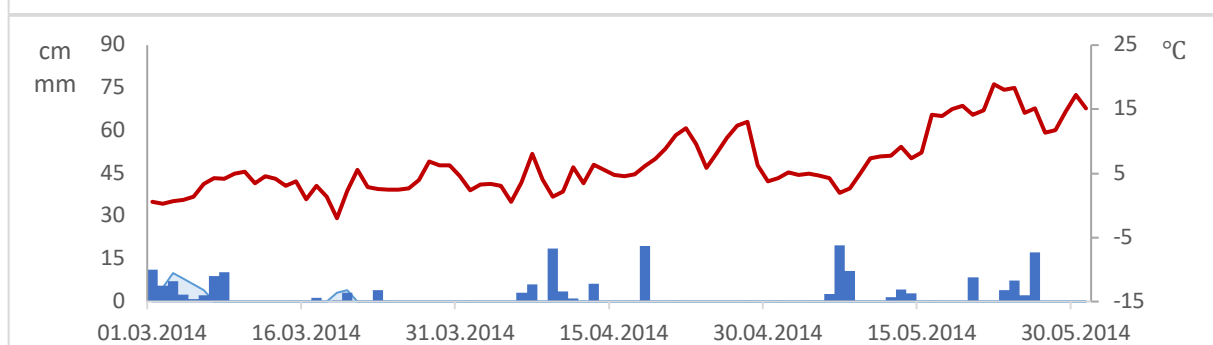
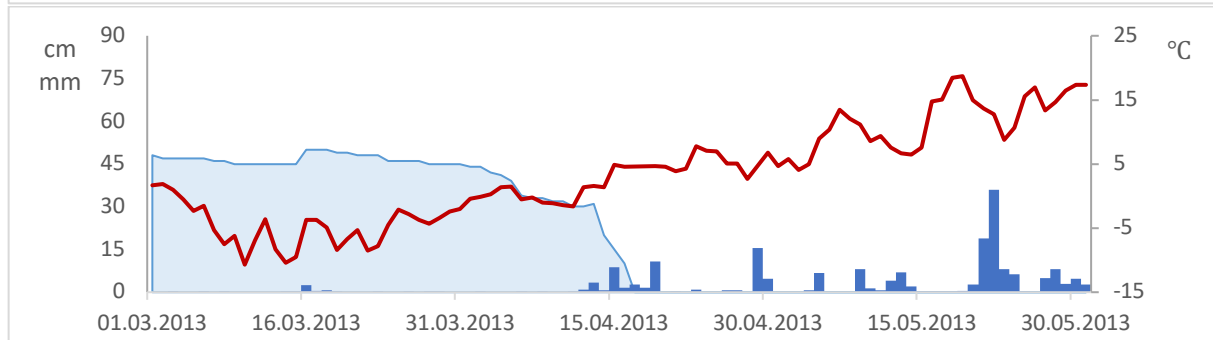
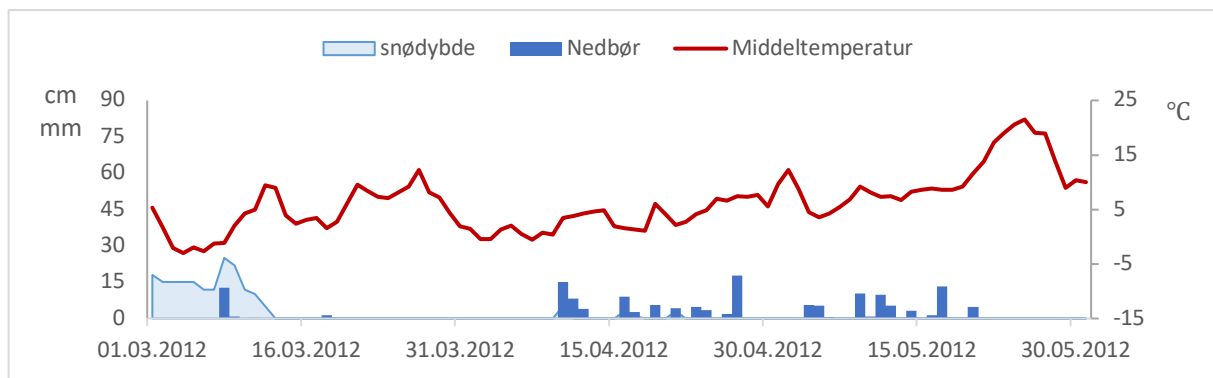
Grunnvannsnivå på Hauer seter fra 2001-2018.



VEDLEGG H

Temperatur, nedbør og snødybde for resterende år (2008-2014, 2017 og 2018) i vårperioden 1 mars til 1 juni.





VEDLEGG I Informasjon for bestemmelse av parametere og enheter for den konseptuelle modelleringen i Topodrive.

Bestemmelse av lag og parametere for modell 1:

Tabell I.1: Bestemmelse av berggrunn og løsmasser for modell 1.

Lagdeling og farge:	Bestemmelse på bakgrunn av:
Grunnfjell (rødt lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Snitt fra hydrogeologisk kart (Østmo, 1976) - Observasjoner av blotninger ved Sesvolltjernet (lokalitet 4a) - Georadarprofil GPR4 (Figur 4.13)
Fin sand (gult lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Klassifisering av jordprøver fra B5 og B6 ved Risebru (Figur 4.18) - Brønnlogg fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - Georadarprofil GPR1 (Figur 4.10) og GPR3 (Figur 4.12)
Grov sand/grus (grønt lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Brønnlogg fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - Observasjoner under spyling av brønn (lokalitet B3)
Siltig sand/silt (blått lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Brønnlogg fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - Brønnlogg fra brønn 75 ved Nordmoen (Misund & Banks, 1993)

Tabell I.2: Bestemmelse av hydraulisk konduktivitet (K) og porøsitet (n) for modell 1.

Lagdeling og farge	Parameter	Bestemmelse på bakgrunn av:
Grunnfjell (rødt lag)	$K = 10^{-12}$ m/s $n = 0,01$	- (Schwartz & Zhang, 2003)
Fin sand (gult lag)	$K = 8,8 \times 10^{-5}$ m/s $n = 0,36$	<ul style="list-style-type: none"> - Gj.snitt av K_s fra kornfordelingsanalyse (Tabell 4.4) - (Schwartz & Zhang, 2003)
Grov sand/grus (grønt lag)	$K = 4,5 \times 10^{-4}$ m/s $n = 0,36$	<ul style="list-style-type: none"> - K_{10} (8-10 m) fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - (Schwartz & Zhang, 2003)
Siltig sand/silt (blått lag)	$K = 10^{-7}$ m/s $n = 0,45$	<ul style="list-style-type: none"> - (Fetter, 2018) - (Schwartz & Zhang, 2003)

Bestemmelse av lag og parametere for modell 2:

Tabell I.3: Bestemmelse av berggrunn og løsmasser for modell 2.

Lagdeling og farge:	Bestemmelse på bakgrunn av:
Grunnfjell (rødt lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Snitt fra hydrogeologisk kart (Østmo, 1976) - Observasjoner av blotninger ved Sesvolltjernet (lokalitet 4a) - Georadarprofil GPR4 (Figur 4.13)
Fin sand (gult lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Klassifisering av jordprøver fra B5 og B6 ved Risebru (Figur 4.18) - Brønnlogg fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - Georadarprofil GPR1 (Figur 4.10) og GPR3 (Figur 4.12)
Grov sand/grus (grønt lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Brønnlogg fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - Observasjoner ved spyling av brønn (lokalitet B3)
Siltig sand/silt (blått lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Brønnlogg fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks, 1993) - Brønnlogg fra brønn 75 ved Nordmoen (Misund & Banks, 1993)
Sand med blokk/stein og grus (hvitt lag)	<ul style="list-style-type: none"> - Kwartærgeologisk kart (Figur 2.5) - Observasjoner av stein og blokk ved Borgentjern (lokalitet 4d) - Georadarprofil GPR2 (Figur 4.11)

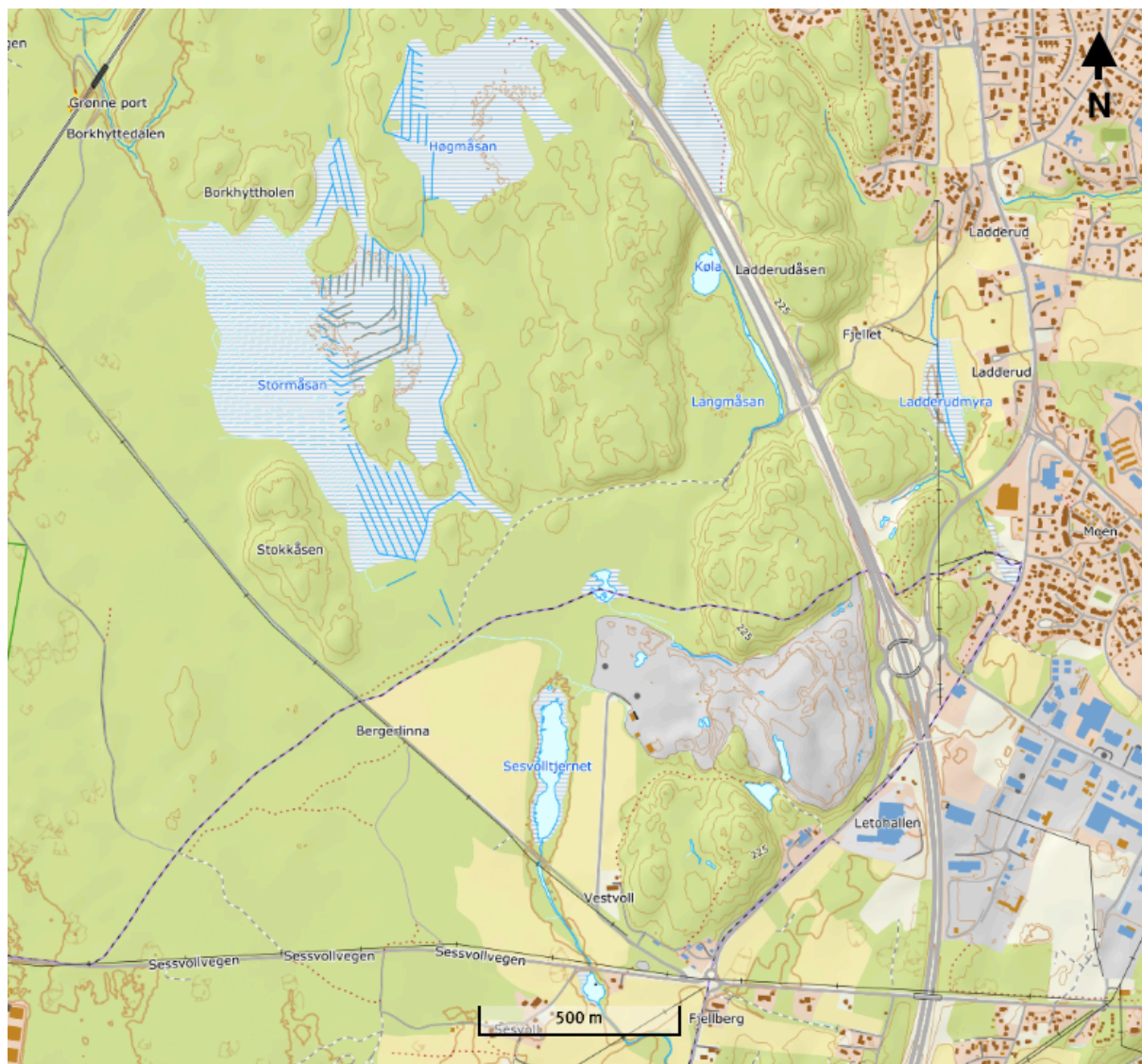
Tabell I.4: Bestemmelse av hydraulisk konduktivitet (K) og porøsitet (n) for modell 2.

Lagdeling og farge	Parameter	Bestemmelse på bakgrunn av:
Grunnfjell (rødt lag)	$K = 10^{-12}$ m/s $n = 0,01$	- (Schwartz & Zhang, 2003)
Fin sand (gult lag)	$K = 8,8 \times 10^{-5}$ m/s $n = 0,36$	- Gj.snitt av K_s fra kornfordelingsanalyse (Tabell 4.4) - (Schwartz & Zhang, 2003)
Grov sand/grus (grønt lag)	$K = 4,5 \times 10^{-4}$ m/s $n = 0,36$	- K_{10} (8-10 m) fra brønn 76 ved Risebru (Misund & Banks 1991) - (Schwartz & Zhang, 2003)
Siltig sand/silt (blått lag)	$K = 10^{-7}$ m/s $n = 0,45$	- (Fetter, 2018) - (Schwartz & Zhang, 2003)
Sand med blokk/stein og grus (hvitt lag)	$K = 10^{-3}$ m/s $n = 0,3$	- (Fetter, 2018) - (Schwartz & Zhang, 2003)

Vedlegg J Forhold mellom jern og totalt organisk karbon (Fe/TOC) i vannprøver.

<i>Lokalitet</i>	<i>Beskrivelse</i>	<i>Fe (µg/l)</i>	<i>TOC (mg/l)</i>	<i>Fe/TOC</i>
1a	Hersjøen oppstrøms Risebru	5,7	1,2	5
1c	Risa nedstrøms Risebru (120 m)	12	1,2	10
1d	Risa nedstrøms Risebru (300 m)	12	1,4	9
2a	Måketjern ved utløp	29	2,1	14
2b	Utløpsbekk fra Måketjern	18	1,7	11
3a	Grytehullsjø sørvest for Risebru	12	2,5	5
3b	Utløpsbekk fra grytehullsjø	120	2,2	55
4a	Sesvolltjernet	310	9,4	33
4b	Utløpsbekk fra Sesvolltjernet	340	10	34
4c	Dam ved Sessvollvegen	320	10	32
4d	Borgentjern ved Risebruvegen	710	11	65
4e	Tilløpsbekk til Risa	31	1,4	22
5a	Kildeutspring ved Måketjern	48	1,1	44
5b	Kildeutspring ved Måketjern	3,4	0,85	4
5c	Sidebekk nordøst for Risebru	20	1,4	14
5d	Sidebekk nordøst for Risebru	11	0,93	12
5e	Sidebekk nordøst for Risebru	4,2	0,64	7
5f	Sidebekk nordøst for Risebru	41	0,99	41

Vedlegg K Kart som viser myrområdene Stormåsan og Høgmåsan nord for Sesvolltjernet
(<http://norgeskart.no>)



Vedlegg L Eksempler på randsoner i Glomma og i Rio Negro i Brasil.

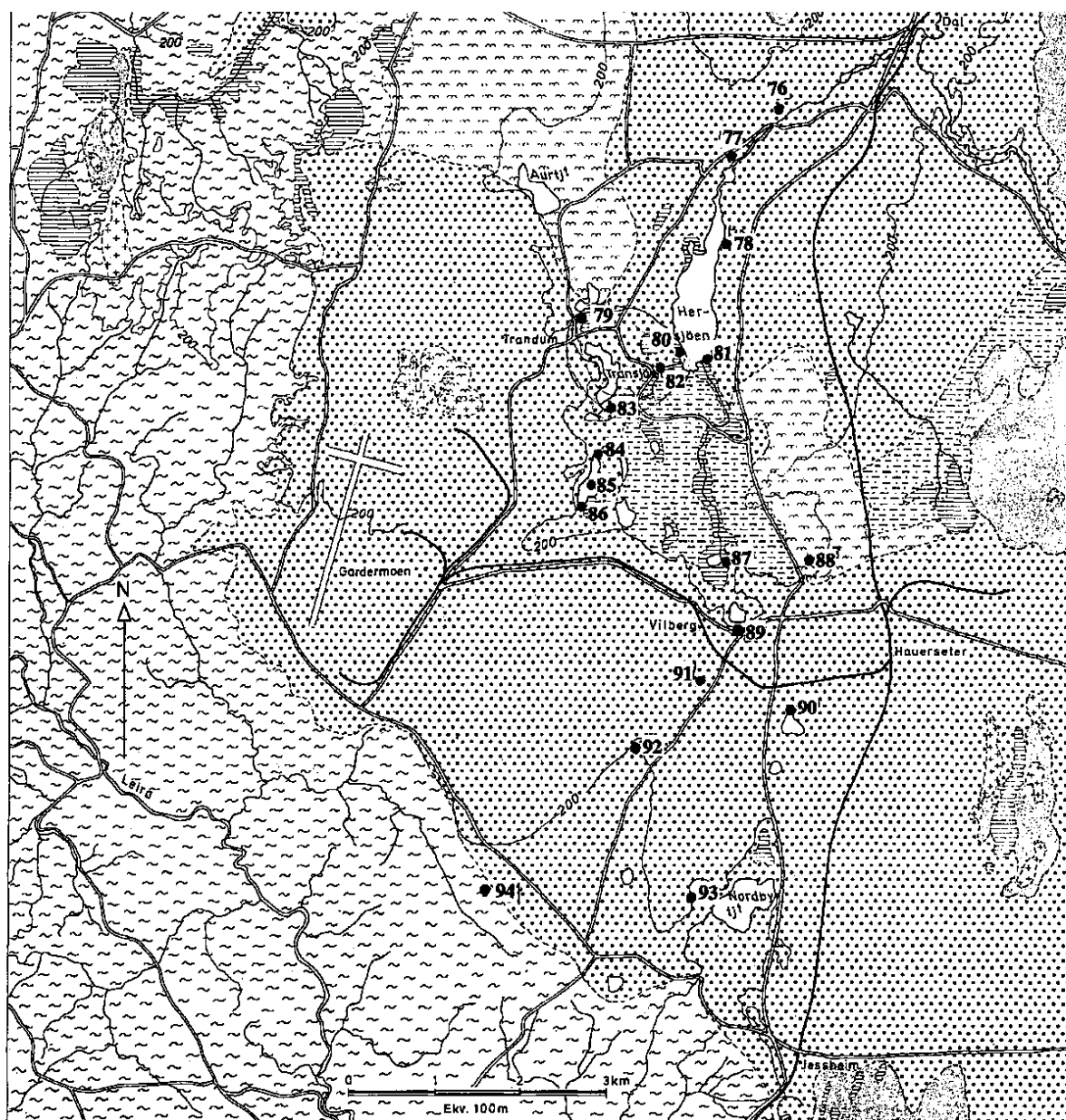


Figur L.1: Vorma renner inn i Glomma og danner en randzone et stykke nedover i elven. Hentet fra Glomma og Vorma Elvelag (tilgjengelig fra <https://www.inatur.no/fiske/50f70e2ae4b00118f183ea5c>).



Figur L.2: Rio Negro møter turbide Rio Solimões i Brasil og danner en tydelig randzone (hentet fra [https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/3/39/Encontro do Rio Negro com o Solimões 03.jpg/1280px-Encontro do Rio Negro com o Solimões 03.jpg](https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/3/39/Encontro_do_Rio_Negro_com_o_Solimões_03.jpg/1280px-Encontro_do_Rio_Negro_com_o_Solimões_03.jpg)).

Vedlegg M Oversiktskart over brønnene 76, 77, 78, 82, 83, 89, 90 og 92.



KVARTÆRGEOLOGISK KART, FORENKLET
(Quaternary map, simplified)



MORENE (Till)



BREELVAVSETNINGER (Glaciofluvial deposits)



BRESJØAVSETNINGER (Glaciolacustrine deposits)



HAVAVSETNINGER (Marine deposits)



VINDAVSETNINGER (Eolian deposits)

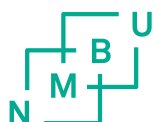


MYR (Bog)



BART FJELL (Exposed bedrock)

Hentet fra Misund og Banks (1993).



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway