

Norges Skytterforbund  
FORURENSNINGSSITUASJON PÅ  
LØVENSKIOLDBANEN  
ANALYSERESULTATER  
2016 - 2020

---

Dato: 28.02.2020  
Versjon: 01



## Dokumentinformasjon

<b>Oppdragsgiver:</b>	Norges Skytterforbund
<b>Tittel på rapport:</b>	Oppdatering av analyseresultater 2020
<b>Oppdragsnavn:</b>	Prosjektere rensedeammer leirduebane
<b>Oppdragsnummer:</b>	606691-02
<b>Utarbeidet av:</b>	Maria Haugen
<b>Oppdragsleder:</b>	Petter Snilsberg
<b>Tilgjengelighet:</b>	Åpen

## Kort sammendrag

Notatet gir en oppsummering av analyseresultater fra vannprøver tatt ut fra bekker som er påvirket av avrenning fra Løvenskiold skytebane. Analyseresultatene gir en indikasjon på spredning av forurensning fra skytebanens område, med hovedvekt på avrenning av bly fra leirduebanen. Rapporten har inkludert resultater fra en prøvetaking 2016, en i 2018, en i 2019 og to prøvetakinger i 2020.

01	Dato	Nytt dokument	MH	PS
<b>VERSJON</b>	<b>DATO</b>	<b>BESKRIVELSE</b>	<b>UTARBEIDET AV</b>	<b>KS</b>

## Forord

---

Asplan Viak har på oppdrag fra Norges Skytterforbund kartlagt forurensningssituasjonen på Løvenskiold skytebane og spredningen av forurensning fra skytebanen til de nærmeste resipientene. Denne rapporten oppsummerer analyseresultater fra vannprøver tatt ut i perioden 2016 – 2020. Jord- og sedimentprøver fra 2016 og tidligere er kommentert i *Forurensset grunn og tiltak (2016)* og er ikke inkludert i denne rapporten.

Arild Groven er kontaktperson i Norges Skytterforbund. Maria Haugen og Petter Snilsberg fra Asplan Viak har utarbeidet dokumentet.

Ås, 28.02.2020

Petter Snilsberg  
**Oppdragsleder**

Petter Snilsberg  
**Kvalitetssikrer**

# Innhold

---

<b>1. BAKGRUNN.....</b>	<b>5</b>
<b>2. SPREDNING AV FORURENSNING.....</b>	<b>6</b>
2.1. Tilstandsklasser og akseptkriterier .....	7
2.2. Spredning av tungmetaller .....	8
2.2.1. Bly .....	8
2.2.2. Kobber.....	10
2.2.3. Sink.....	10
2.2.4. Antimon .....	10
2.3. Støtteparametere .....	14
2.3.1. Kalsium.....	15
2.3.2. Organisk materiale.....	15
2.3.3. pH.....	15
<b>3. BIOTILGJENGELIG BLY.....</b>	<b>20</b>
<b>4. KILDER .....</b>	<b>22</b>

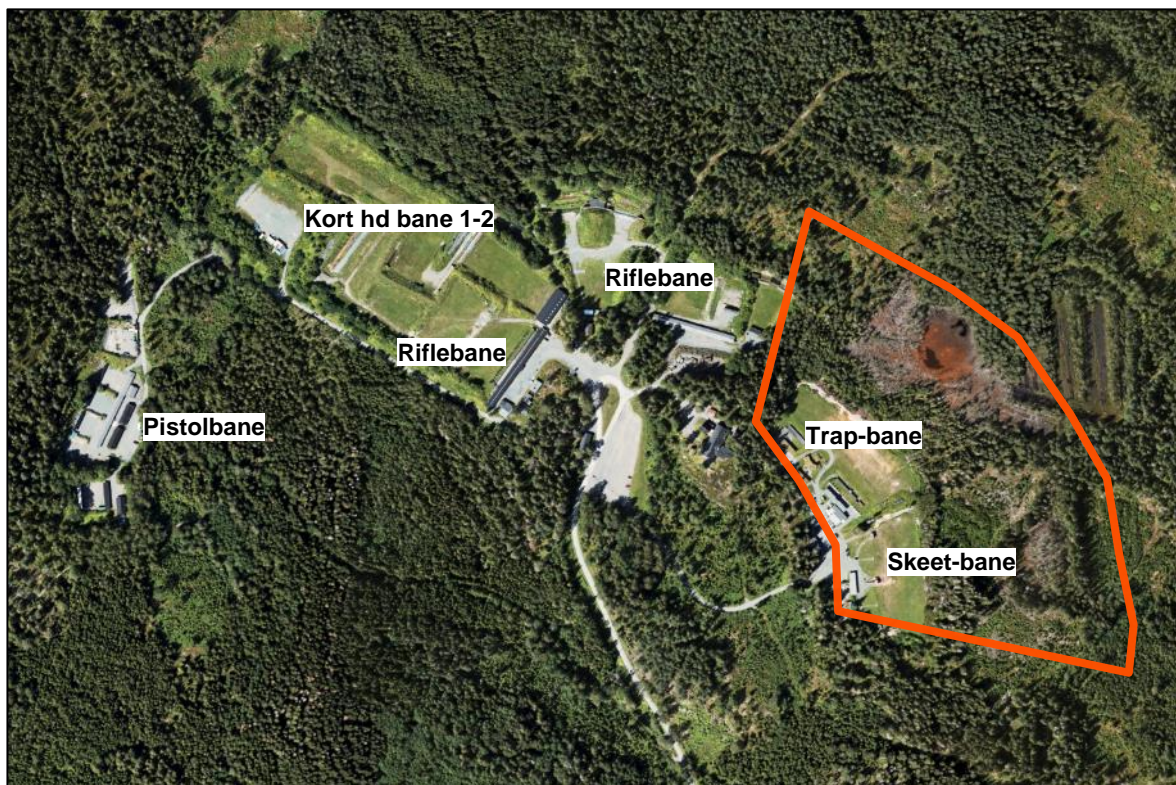


# 1. BAKGRUNN

I perioden 2016 til 2020 er det tatt ut vannprøver fra Løvenskiold skytebane og bekkene som renner ut av området. I 2016 ble det også tatt ut jord- og sedimentprøver som er kommentert i rapporten *Forurenset grunn og tiltak (2016)* fra Asplan Viak.

Det er tatt ut en runde med vannprøver i 2016 og en i 2018. I desember 2019 ble det påbegynt et overvåkingsprogram for skytebanen som inkluderer månedlige vannprøver fra bekkene som renner ut av forurenset område, med hovedfokus på avrenning fra lerduebanen (Figur 1). Dette notatet oppsummerer analyseresultatene fra 2016, 2018, desember 2019 og januar 2020. For beskrivelser av tiltaksområdet og vurdering av planlagte tiltak henvises det til rapportene *Forurenset grunn og tiltak (2016)*, *Renseløsninger for avrenning fra Løvenskioldbanen (2019)* og *Sårbarhetsvurdering lerduebanen (2019)*.

Overvåkingen av spredning av forurensning fra Løvenskiold skytebane har hatt hovedfokus på å kartlegge utlekking av tungmetaller fra nedslagsfeltet til lerduebanen. Lerduebanen har ikke kulefangere og haglskudd blir skutt direkte ut i terreng. Den nordre delen av nedslagsfeltet domineres av et myrområde med åpent vannspeil, mens det sørlige området i hovedsak består av skog. Det er målt svært høye blykonsentrasjoner i jord, sediment og i vannfasen innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen, og potensialet for utlekking av bly fra myrområdet er stort.



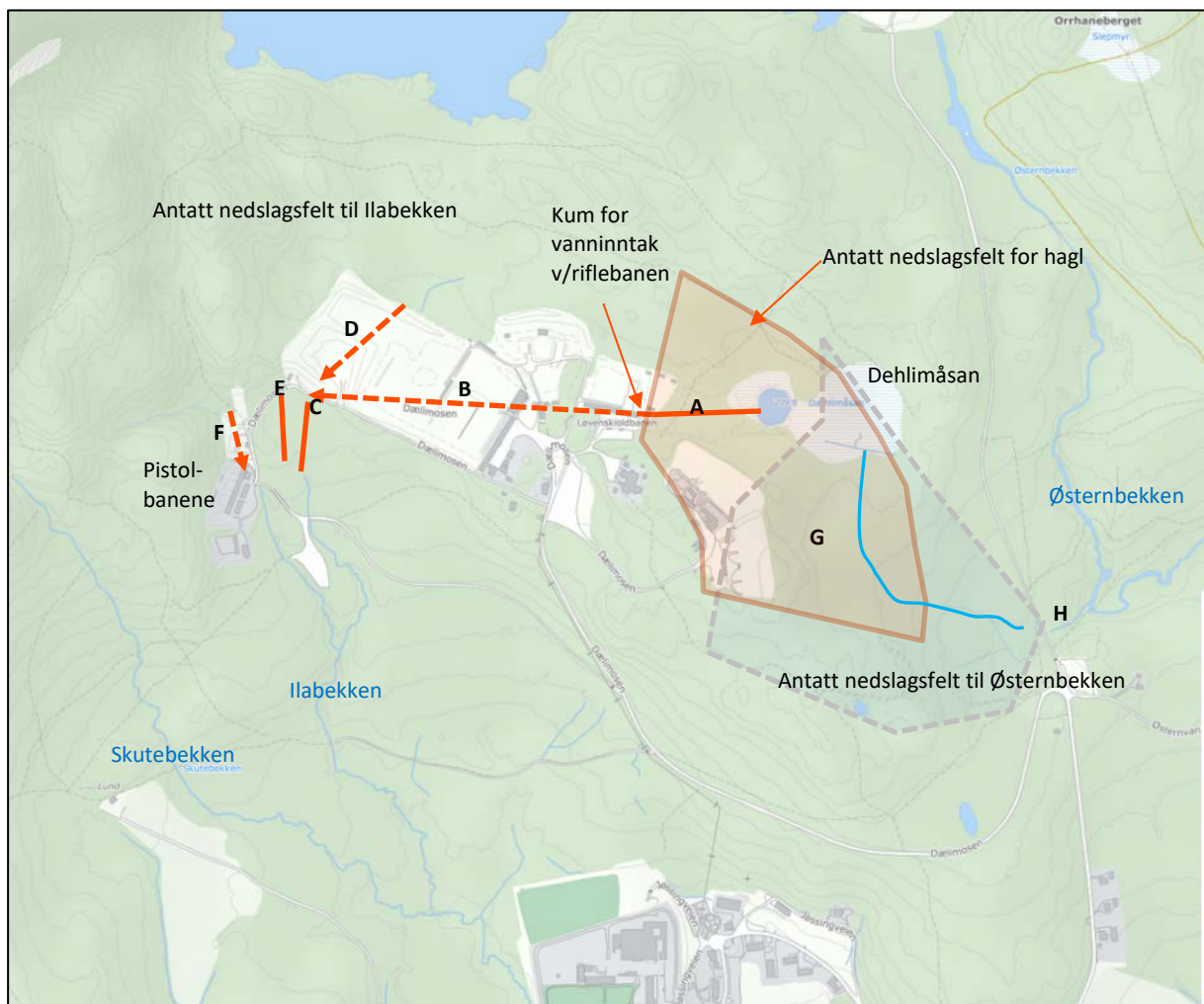
Figur 1. Oversikt over Løvenskiold skytebane. Nedslagsfeltet til lerduebanen er markert med oransje polygon.

## 2. SPREDNING AV FORURENSNING

Avrenning fra Løvenskiold skytebane går delvis til Ilabekken (vest) og delvis til Østernbekken (øst), se markerte polygoner på Figur 2. Vannskillet mellom de to nedbørfeltene går omtrent midt på nedslagsfeltet til lerduebanen. Begge bekkefeltene er tilførselsbekker til Øverlandselva (008.Z) som har utløp ved Sandvika.

Det er gravd en kanal (A) fra myrtjernet vest for Dehlimåsan som ledes til en kum ved riflebanen, se Figur 2. Herfra går det en drensledning (B) under skytebanen til (C) hvor avrenningsvannet går i åpen bekk til Ilabekken / Skutebekken. Overvann nord for skytebanen ledes i drensledning (D) til samløp med drensledning B med utløp ved C. Bekkeløp fra nord-vest ledes under pistolbanene til (F) og videre til samløp med bekkevann fra E og C til Ilabekken.

Avrenning fra Dehlimåsan øst for myrtjernet har avrenning via et fuktig skogsområde (G) og til Østernbekken ved H.



Figur 2. Oversikt over avrenningsveier fra nedslagsfeltet til lerduebanen.

## 2.1. Tilstandsklasser og akseptkriterier

Analyseresultatene for bly, kobber og sink er klassifisert i henhold til tilstandsklassene i veileder *Klassifisering av miljøtilstand i vann* (02:2018), se Tabell 1. Tilstandsklassene er bygget på grenseverdier gitt i Miljødirektoratets veileder *Klassifisering av vann, sediment og biota* (M-608).

Det er definert fem tilstandsklasser for klassifisering av tilstandsklasse i ferskvann. Klasse I tilsvarer forventede bakgrunnsverdier i norske ferskvannsvassdrag. Det er usikkerhet knyttet til øvre grense for klasse I, blant annet fordi naturlige bakgrunnsverdier for ulike tungmetaller varierer fra område til område. Klasse II og III er definert av Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS. AA-EQS er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering for vannlevende organismer og definerer den øvre grensen for klasse II. Øvre grense for klasse III er MAC-EQS, som definerer grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering.

Øvre klassegrense for tilstandsklasse IV er basert på omfattende akutt toksisk effekt uten sikkerhetsfaktorer. På de andre klassegrensene er det lagt til en sikkerhetsfaktor som tar høyde for organismer som er mer følsomme enn de som er testet i laboratorietester.

Tabell 1. Tilstandsklasser og grenseverdier for bly, kobber og sink i ferskvann (Tabellen er basert på Veileder 02:2018).

Nr	Navn på substans	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
		Bakgrunn	AA-EQS	MAC-EQS		Omfattende akutt tox eff.
2	Bly	0 - 0.02	0,02 - 1.2	1,2 - 14	14 - 57	> 57
39	Kobber	0 - 0.3	0.3 - 7.8		7.8 - 15.6	> 15.6
40	Sink	0 - 1.5	1,5 - 11		11 - 60	> 60

## 2.2. Spredning av tungmetaller

Ammunisjon som brukes til pistoler, rifler og hagler inneholder tungmetaller som blant annet bly, kobber, sink og antimon. Bly (Pb) har en høy spesifikk vekt som gjør metallet svært gunstig som ammunisjon, og på mange skytefelt er det skutt med bly i mange tiår. For å herde blyammunisjon benyttes gjerne tungmetallet antimon (Sb). Ammunisjon som inneholder kobber (Cu) forekommer både i kobberlegeringer i massive kuler og som mantel i kuler med kjerne av for eksempel bly. I kobberlegeringer benyttes ofte sink (Zn). Sink benyttes også som rustbeskyttelse på jernkuler.

### 2.2.1. Bly

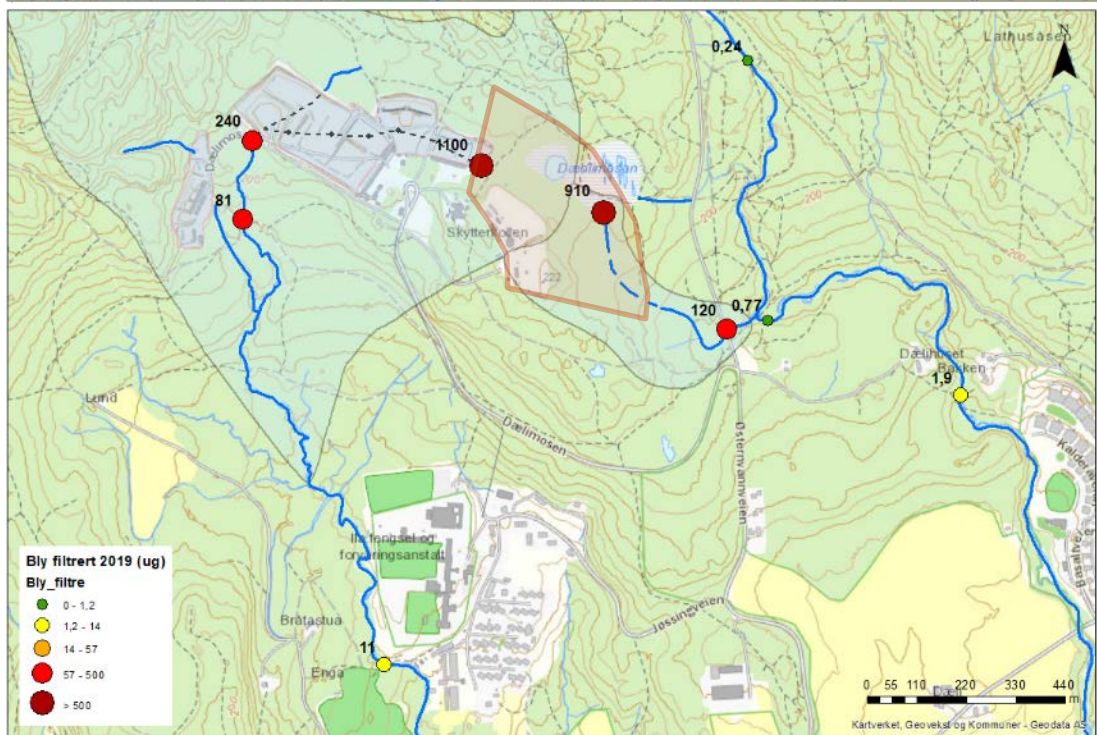
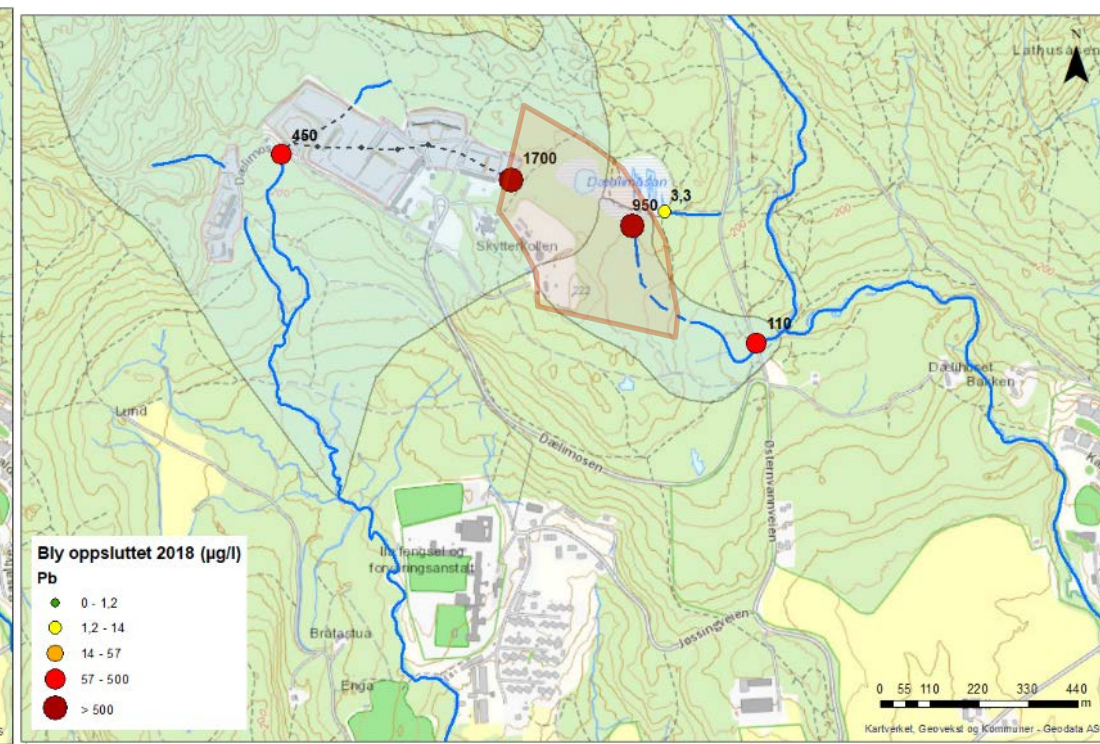
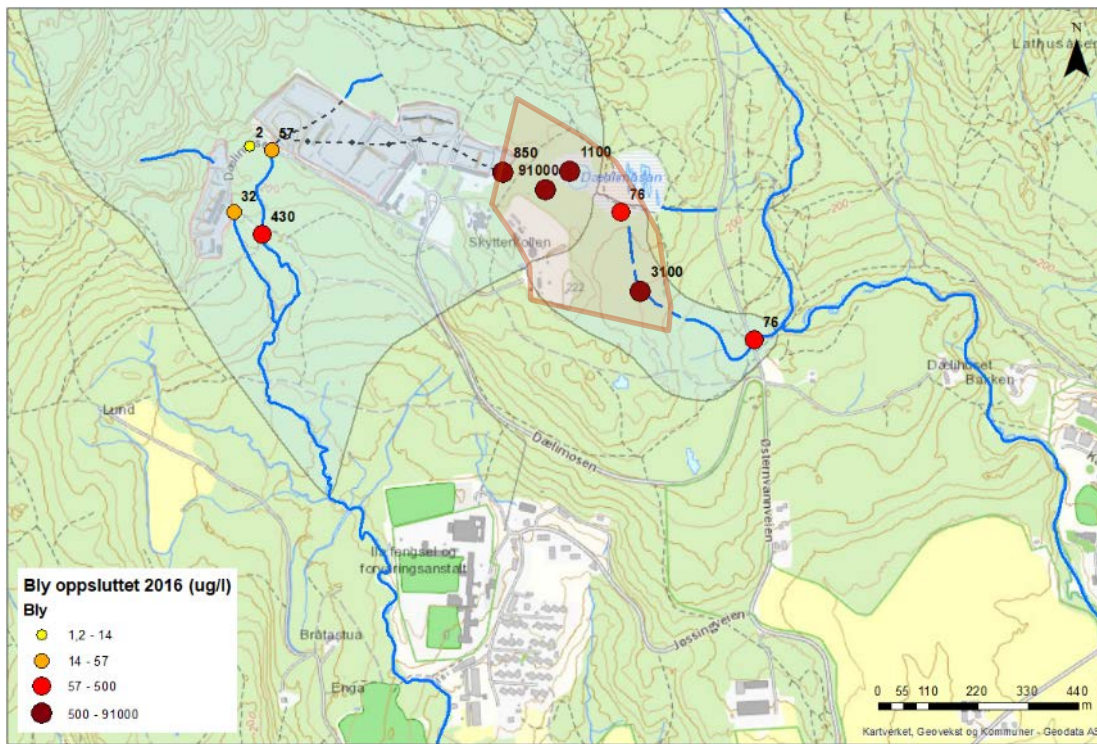
I likhet med vannprøvene fra 2016 og 2018 viser analyseresultatene fra desember 2019 og januar 2020 høyest konsentrasjon av bly innenfor nedslagsområdet til lerduebanen (Figur 3). Alle prøvetakingene viser blykonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse V, som er konsentrasjoner over grensen for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering for vannlevende organismer i ferskvann (M-608) (uten sikkerhetsfaktorer).

I Ilabekken er det målt blykonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse V ned til prøvepunktet oppstrøms Ila fengsel. Ved gartneriet ved Ila fengsel er blykonsentrasjonen målt til 11 og 18 µg Pb/l, tilsvarende tilstandsklasse III og IV. Konsentrasjoner i klasse III er over grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering, men grenseverdien baseres på mengden biotilgjengelig bly. Beregninger av biotilgjengelig bly i avrenningen fra Løvenskiold skytebane kommenteres videre i kapittel 3. Blykonsentrasjoner i klasse IV er over grensen for akutt toksisk effekter ved korttidseksponering.

Fra februar skal det legges til et prøvepunkt lenger nedstrøms i Ilabekken med mål om å registrere hvor langt nedstrøms en må før blykonsentrasjonen når tilstandsklasse God.

I bekken som renner ned til Østernbekken er blykonsentrasjonen innenfor tilstandsklasse V ved begge prøvetakingene, og verdiene er over grensen for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering. Bekken krysser en veldig populær turvei ved parkeringen ved Dælimosen, og ved dette prøvepunktet er det målt konsentrasjoner på 120 og 150 µg Pb/l. Østernbekken renner ned fra Østernvann og oppstrøms påvirkning fra skytebanen er det målt blykonsentrasjoner på 0,24 og 0,3 µg Pb/l, tilsvarende tilstandsklasse II og derfor godt under grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering (grenseverdien er satt i biotilgjengelig bly). Like etter samløpet med bekken fra lerduebanen er blykonsentrasjonen målt til 0,2 og 0,77 µg Pb/l, og konsentrasjonene er fortsatt innenfor tilstandsklasse II. Det nederste prøvepunkt er ved Dælihuset, og både i des 2019 og jan 2020 er det registrert en blykonsentrasjonen over bakgrunnsverdien ved dette punktet. I desember 2019 var blykonsentrasjonen innenfor tilstandsklasse III med en konsentrasjon på 1,9 µg Pb/l, mens prøven fra jan 2020 viste en konsentrasjon på 0,9 og er innenfor tilstandsklasse II. Det er ingen kjente kilder til tilførsel av bly mellom de to prøvepunktene.





Figur 3. Målinger av blykonsentrasjon i 2016, 2018, 2019 og jan 2020



### 2.2.2. Kobber

Det er målt lave konsentrasjoner av kobber både innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen og i utløpsbekkene fra området (Figur 4). Alle målte verdier ved lerduebanen er i tilstandsklasse II/III og er dermed under grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering for kobber som er på 7,8 µg/l (AA-EQS).

De høyeste kobberkonsentrasjonene er målt i forbindelse med pistolbanene som ligger vest på Løvenskiold skytebane. Ut fra pistolbanene er det målt kobberkonsentrasjoner i tilstandsklasse IV og V, og er dermed over grensen for akutt toksisk effekter ved korttidseksponering. Avrenningen fra pistolbanene går til llabekken via mindre tilførselsbekker. Etter samløp med llabekken er kobberkonsentrasjonene innenfor tilstandsklasse II/III og dermed lavere enn miljøkvalitetsstandarden for kobber i ferskvann.

### 2.2.3. Sink

Innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen er det målt sinkkonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II/III og IV (Figur 5). Prøveresultatene fra jan 2020 viser kun konsentrasjoner i klasse II/III, som ligger under grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering og akutt toksisk effekter ved korttidseksponering for sink.

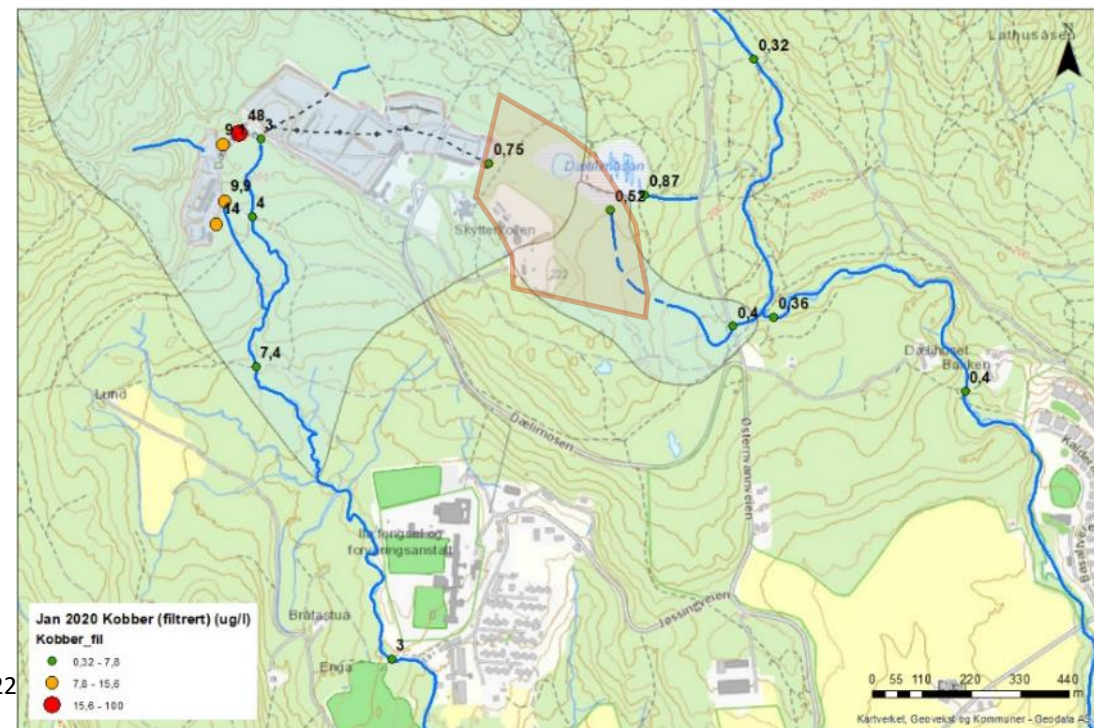
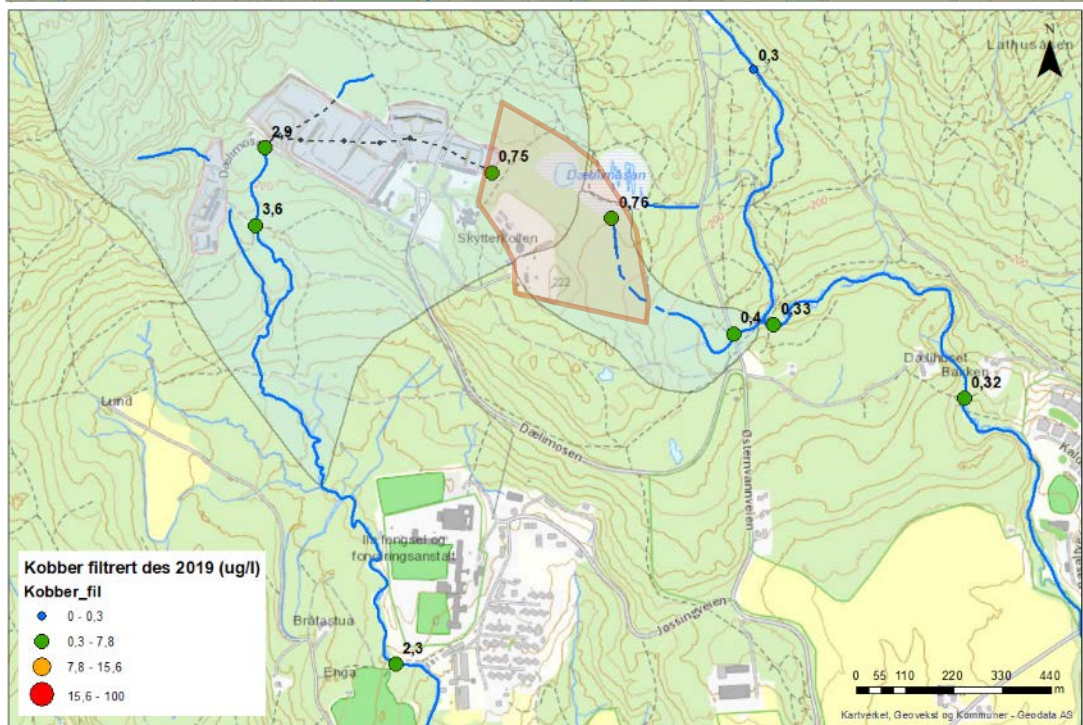
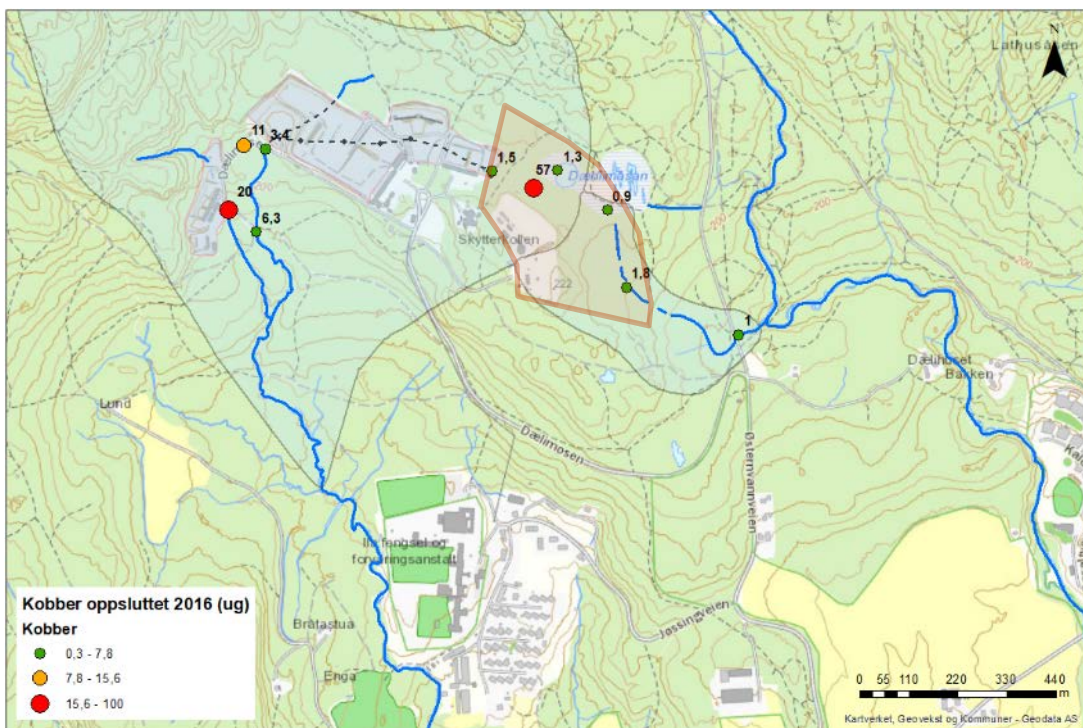
Ved utløpet til drenerørret som går under riflebanene (B) er det ved hver prøvetaking målt økt konsentrasjon av sink sammenliknet med innløpsprøven målt innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen. I tillegg til vann fra riflebanene tynnes vannet ut med rent vann fra skogsområdene nord for skytebanen, og resultatene gir derfor en tydelig indikasjon på at det er utlekking av sink fra riflebanene. Prøver tatt nedstrøms riflebanene viser sinkkonsentrasjoner i tilstandsklasse IV og V, som er over grensen for akutt toksisk effekter ved korttidseksponering.

Prøven tatt ved gartneriet ved lla fengsel viser at konsentrasjonen av sink i bekken er i tilstandsklasse II/III, som er under definert grenseverdi for sink.

### 2.2.4. Antimon

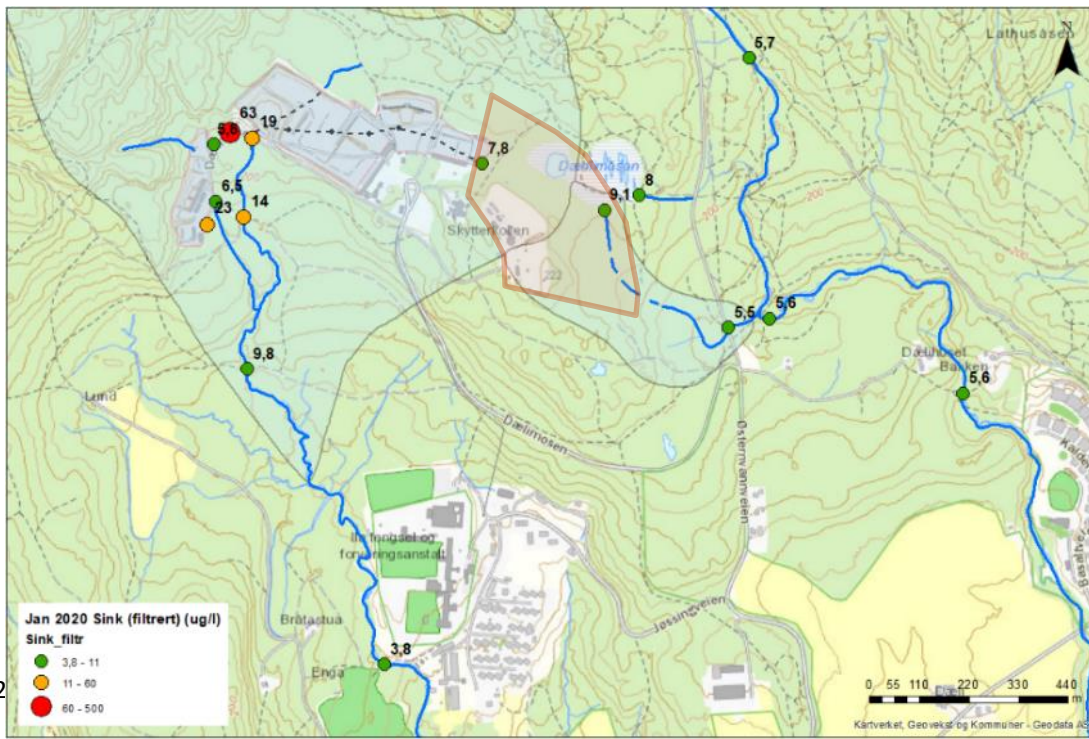
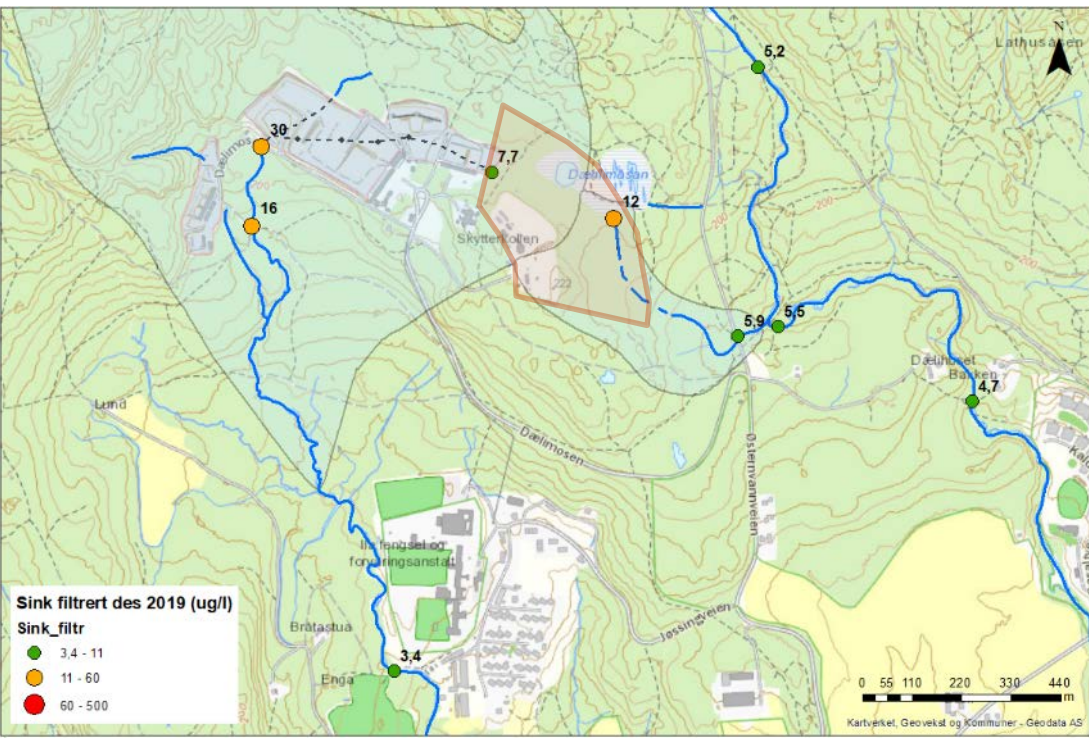
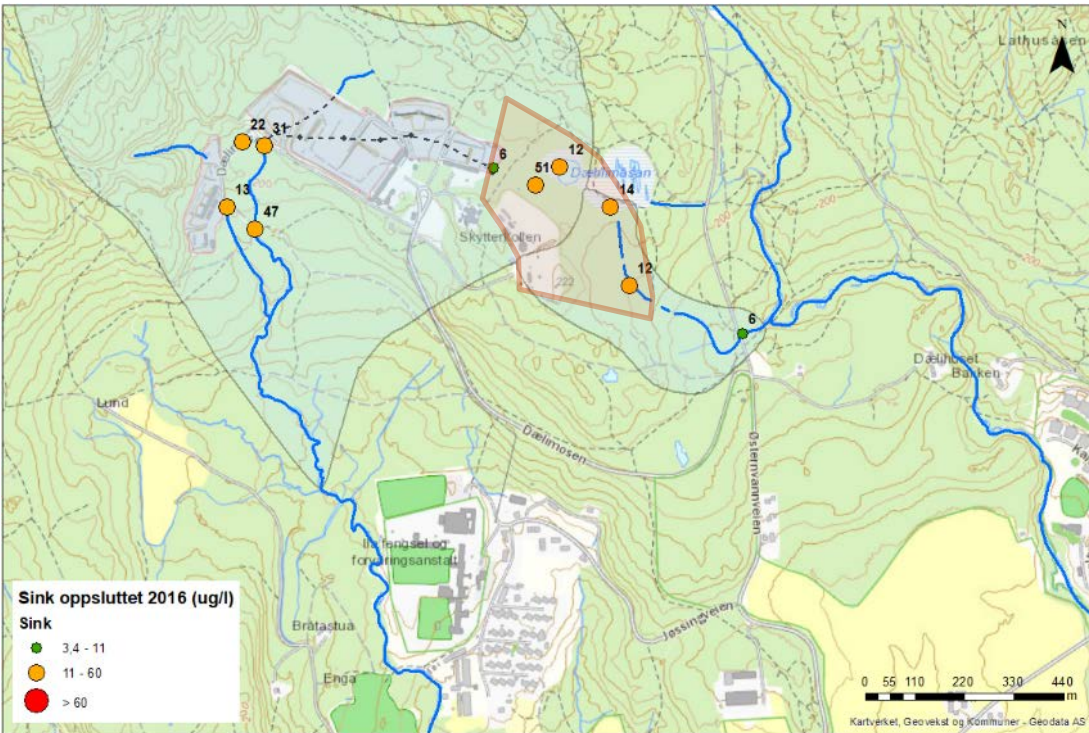
Det er ikke definert miljøkvalitetsstandarder for antimon i ferskvann. I drikkevannsforskriften er det satt en grenseverdi på 5 µg/l. På Løvenskiold skytebane er det målt konsentrasjoner mellom 10 – 20 µg/l innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen, i tillegg til to enkeltmålinger fra 2016 på 1400 µg/l og 72 µg/l som antakelig er tatt i områder med stillestående vann (Figur 6). I Østernbekken er konsentrasjonen målt til 0,17 og 0,12 µg/l like etter samløpet med bekken fra lerduebanen.

Bekken med høyest konsentrasjoner antimon er bekken som kommer ut av drenerørret fra riflebanen (E). I 2016 ble det målt 16 µg/l, mens det i jan 2020 ble målt en antimonkonsentrasjon på 57 µg/l. Lenger ned i llabekken, ved gartneriet ved lla fengsel, er det målt 1,7 og 1,9 µg/l. Disse målingene viser konsentrasjoner under grensen i drikkevannsforskriften.



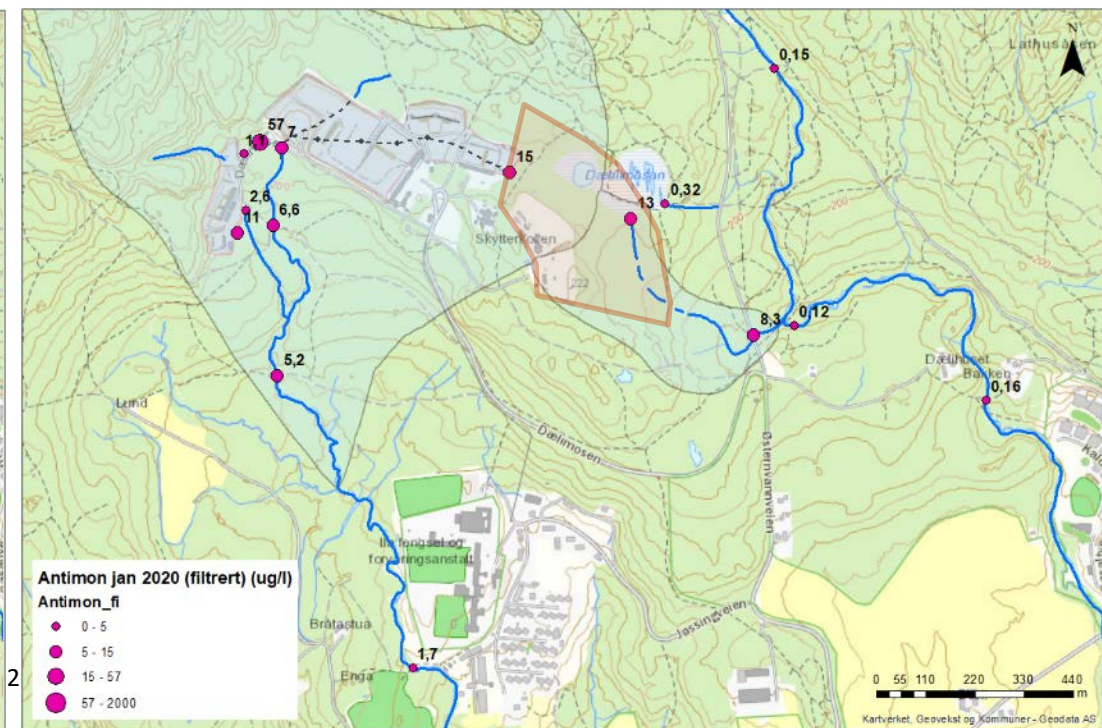
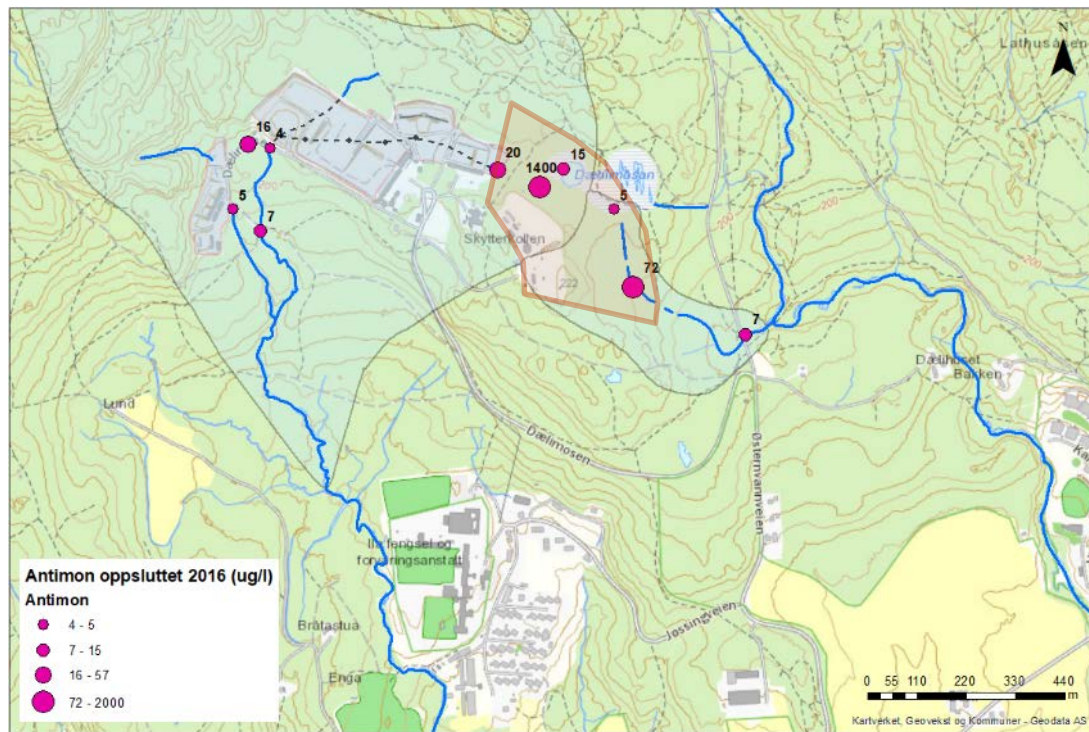
Figur 4. Kobberkonsentrasjon målt i 2016, 2019 og jan 2020.





Figur 5. Konsentrasjon av sink målt i 2016, 2019 og jan 2020.





Figur 6. Konsentrasjon av antimon målt i 2016, 2019 og jan 2020.



### 2.3. Støtteparametere

Overflatevannets kjemi er med på å påvirke tungmetallenes løselighet, utlekkingpotensiale og biotilgjengelighet, og vannprøvene fra 2019 og 2020 er derfor også analysert for utvalgte støtteparametere. I tillegg er det tatt med analyseparametere som bidrar til å klassifisere vanntypen i resipientene og gir grunnlag for å vurdere vannforekomstenes økologiske tilstand.

Oversikt over hvilke parametere som er analysert for ved de ulike prøvetakingene er vist i Tabell 2.

Tabell 2. Analyseparametere for hver enkelt prøvetaking

Analyseparameter	2016	2018	2019	Jan 2020
Bly	X	X	X	X
Kobber	X	X	X	X
Sink	X	X	X	X
Antimon	X	X	X	X
pH			X	X
Konduktivitet			X	X
Turbiditet			X	
Fargetall			X	X
Suspendert stoff			X	X
Totalfosfor			X	X
Totalnitrogen			X	X
TOC	X	X	X	X
DOC				X
Kalsium				X
Magnesium				X
Jern			X	X
Titan	X			
Kvikksølv	X	X		
Arsen	X	X		
Kadmium	X	X		
Krom	X	X		
Nikkel	X	X		

### 2.3.1. Kalsium

Målingene av kalsiumkonsentrasjonen i Østernbekken ligger mellom 2,2 til 2,6 mg/l i 2019 og 2020. I tilførselsbekken som går fra myrområdet innenfor lerduebanen er det målt konsentrasjoner på 0,32 – 0,54 mg/l (Figur 8).

I tilførselsbekkene til Ilabekken er det målt svært mye høyere kalsiumkonsentrasjoner enn i bekkfeltet til Østernbekken. I bekken som renner ut fra vestre del av myrområdet er det målt konsentrasjoner på 7,8 og 13 mg/l. Bekken går i rør under riflebanene, og ved utløpet er det målt kalsiumkonsentrasjoner på 35 og 55 mg/l. I januar 2020 er det tatt prøver av de mindre tilførselsbekkene fra riflebanene og pistolbanene, og foreløpige resultater indikerer at riflebanene er kilden til det høye innholdet av kalsium. Det er ukjent hva som er kilden til utlekking av kalsium.

Etter fortykning med rent vann fra Skutebekken og andre tilførselsbekker er kalsiumkonsentrasjonen i Ilabekken nede til 15 mg/l i des 2019 og 7,9 mg/l i jan 2020.

### 2.3.2. Organisk materiale

Nedbørfeltene som dekker skytebanens område omfatter skogsområder med granskog og myr. Det er målt høyest konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) og løst organisk karbon (DOC) i myrområdene innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen (Figur 9). I utløpsbekkene fra myrområdet er det målt TOC på 10 – 25 mg/l og i jan 2020 ble det målt DOC på 10 – 15. Konsentrasjonen av organisk materiale i bekkene som går ut fra myrområdet minker noe, og i resipienten Østernbekken er det målt TOC på 8,7 – 10 (2019 og jan 2020) og DOC på 9,7 – 9,8 (jan 2020). I jan og feb 2020 er det analysert på både TOC og DOC og de foreløpige resultatene antyder at store mengder av det organiske materialet i bekkene er i løst form.

Løst organisk materiale er en viktig komponent til å binde tungmetaller og kan bidra til å øke hastigheten på nedbryting av metallene og øke utlekkingspotensialet. Samtidig er mengden løst organisk materiale i vannet den faktoren som påvirker andelen løste ioner av bly i størst grad, og er dermed med på å begrense mengden bly som er tilgjengelig for opptak for vannlevende organismer, biotilgjengelig bly (se kap. 3).

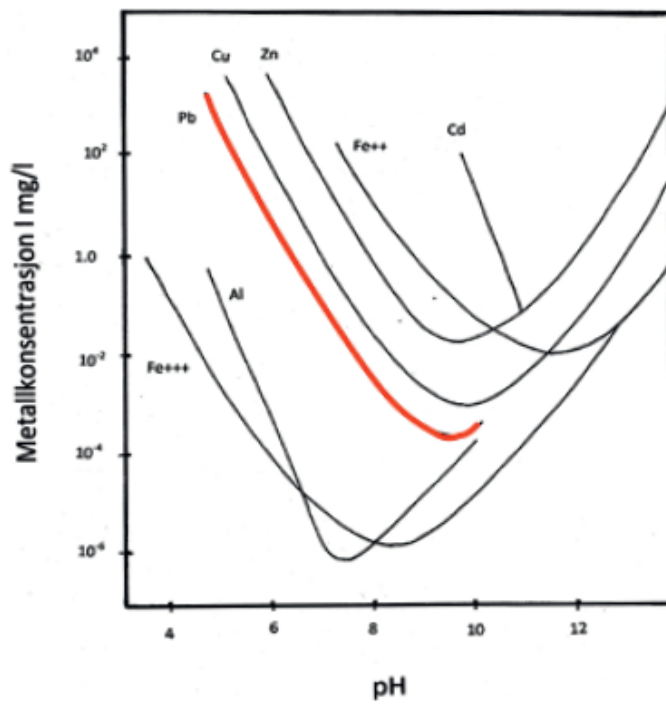
### 2.3.3. pH

Nedbrytning av tungmetallene i prosjektilene er også avhengig av pH. Eksempler på sammenheng mellom pH og metallkonsentrasjon i vann er vist i Figur 7, som er hentet fra T. Østeraas (2014). Rød linje representerer konsentrasjonen av bly ved ulike pH. Figuren viser minkende konsentrasjon av bly, kobber og sink i vannet med økende pH opp til pH ca 10, da konsentrasjonen av metallene øker ved fortsatt økende pH.

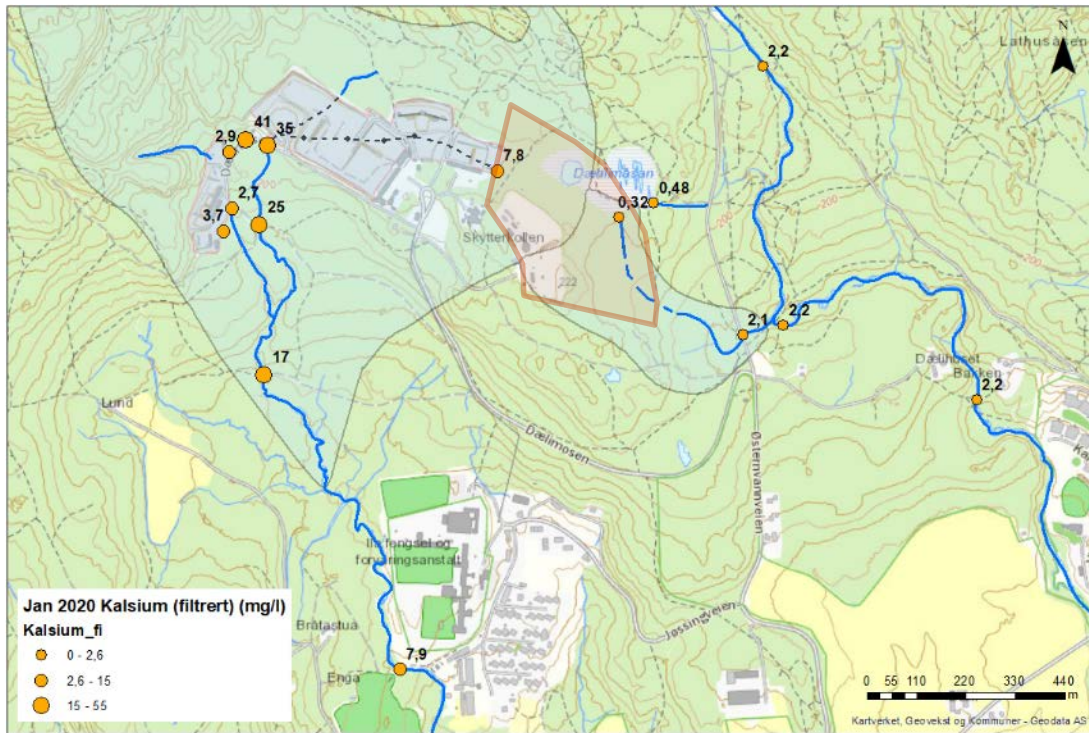
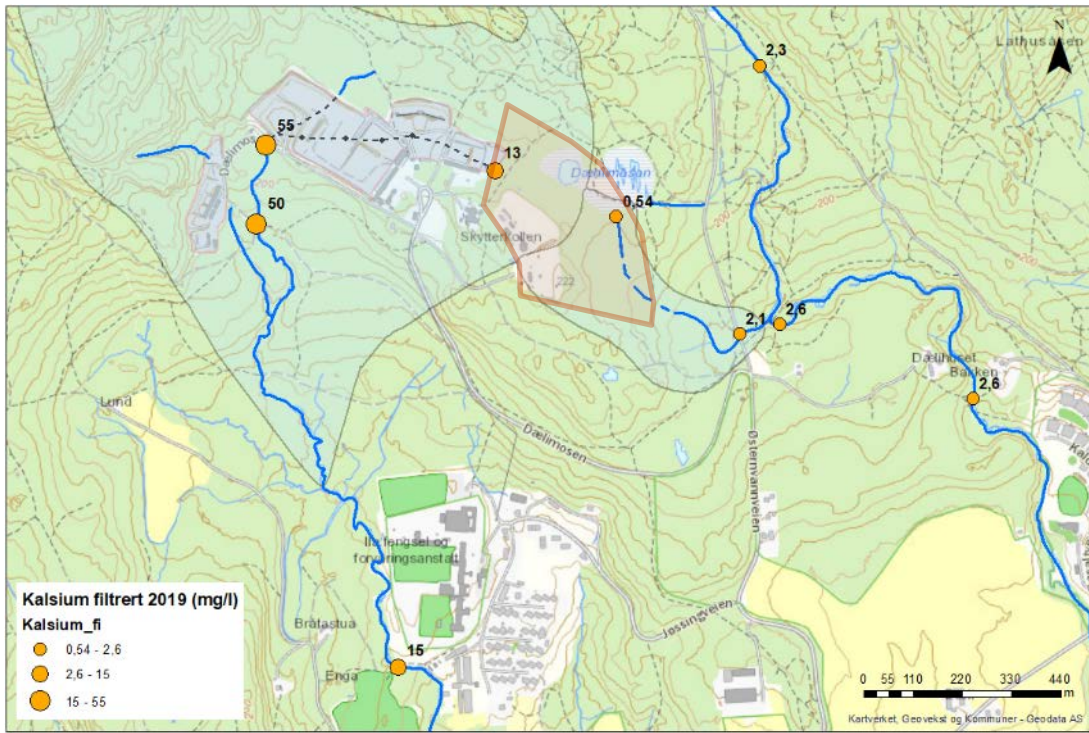
Målingene av pH fra Løvenskiold skytebane viser pH i myrområdet fra 4,4 til 6,9 (Figur 10). Det er akkumulert store mengder blyprosjektiler i myrområdet, og surt miljø sammen med tilgang til løst organisk materiale bidrar til raskere nedbrytning av prosjektilene.

I bekken som renner fra myrområdet og ned mot Østernbekken øker pH-en fra 4,4 til 6. Etter samløp med Østernbekken er pH-en på 6,5.

I bekken som renner ut vest i myrområdet og videre ned mot Ilabekken er det målt en økning i pH fra 6,9 til 7,7. pH-en i Ilabekken påvirkes av det høye innholdet av kalsium, og pH-en ligger derfor høyere enn i Østernbekken.

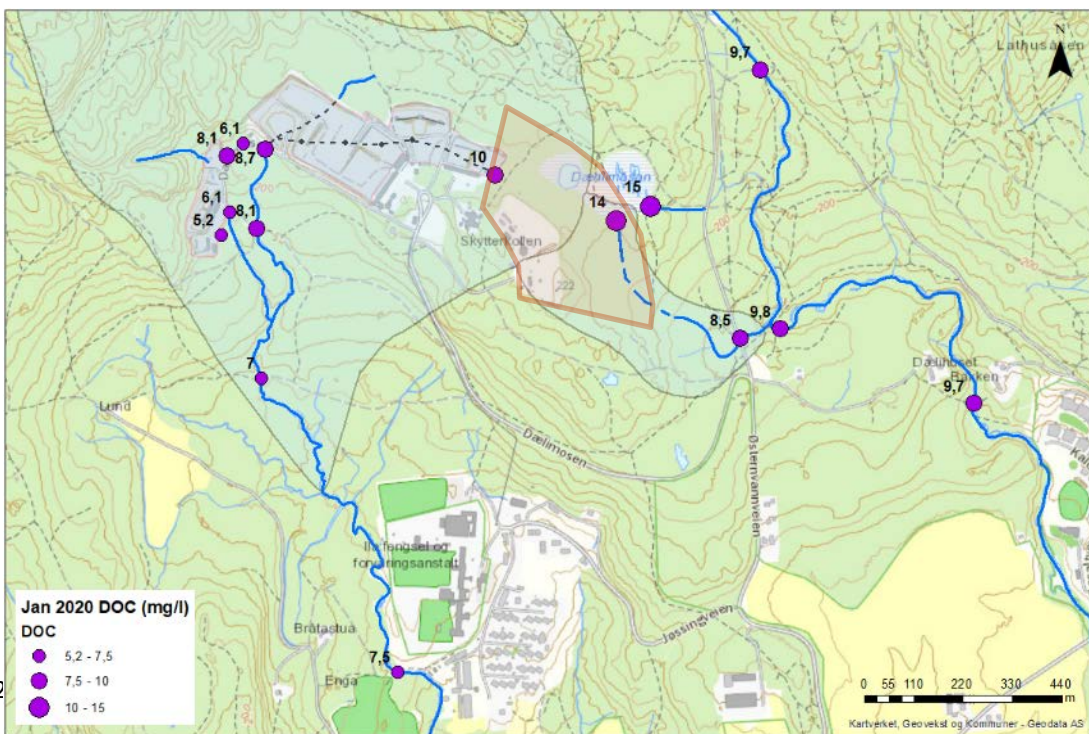
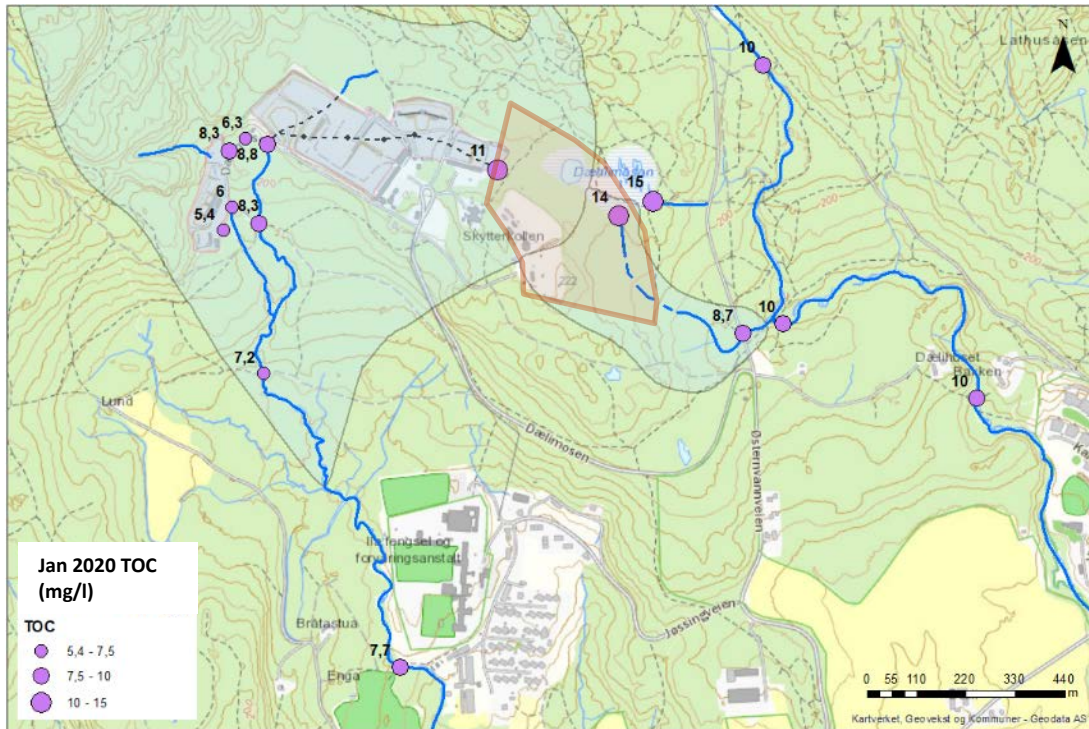
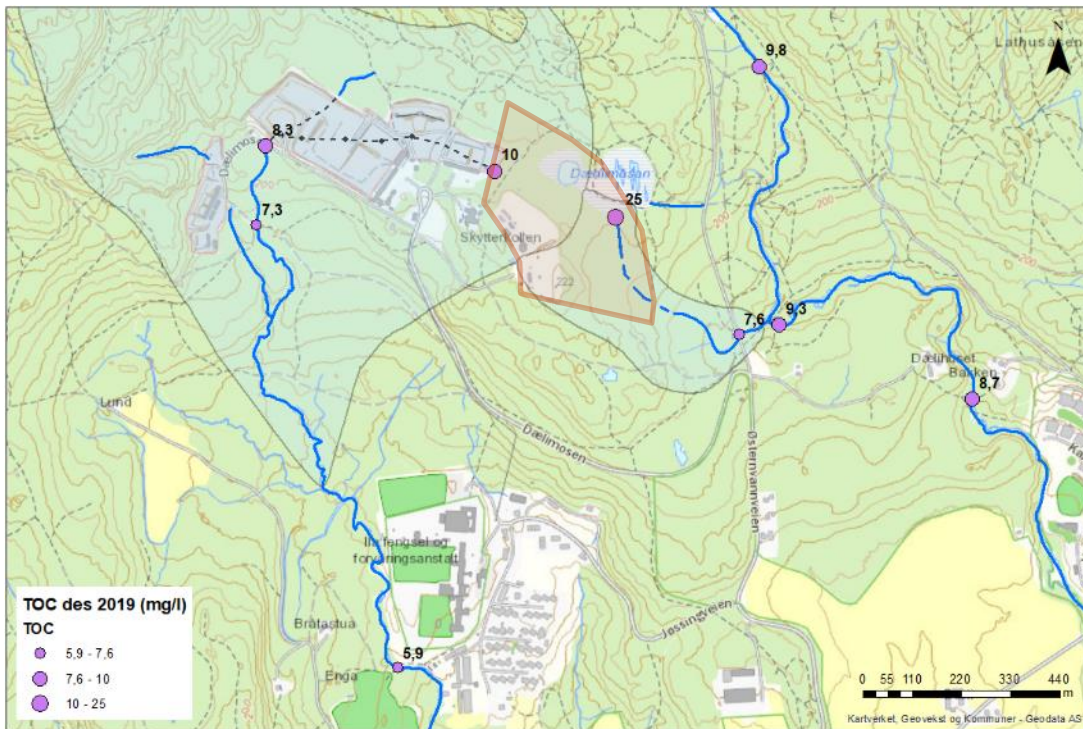


Figur 7. Eksempel på sammenhengen mellom metallkonsentrasjon i vannet (mg/l) og pH. Figuren er hentet fra T. Østeraas (2014) og D. C. Adriano (1986).



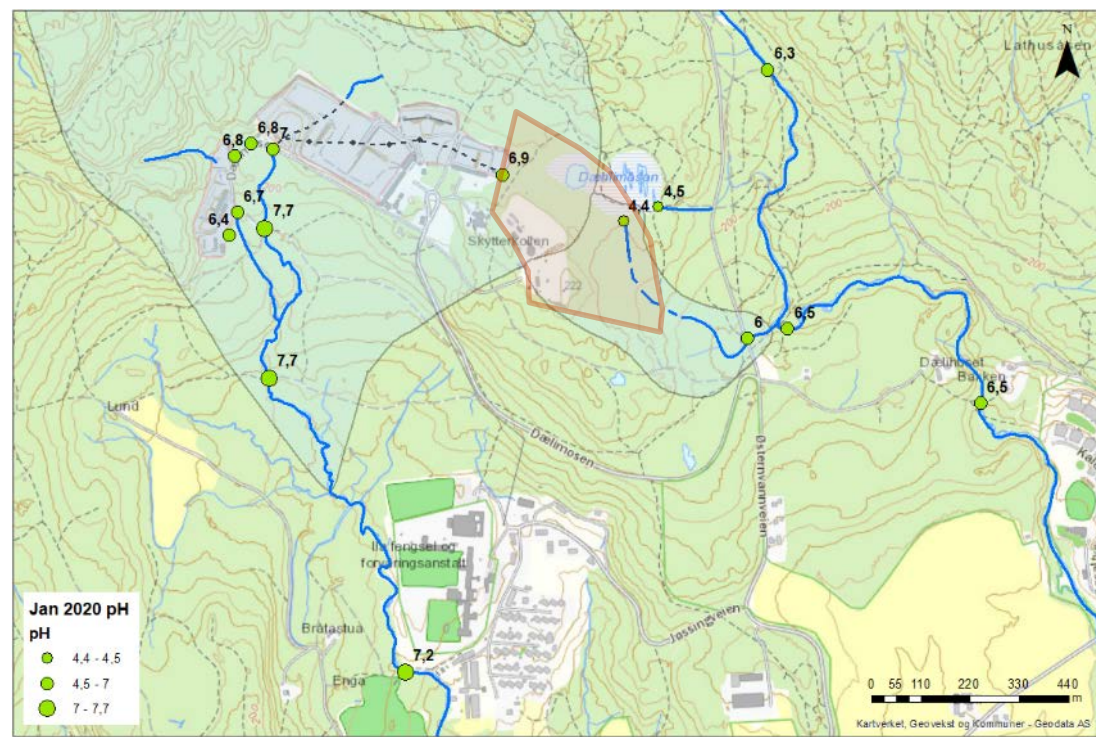
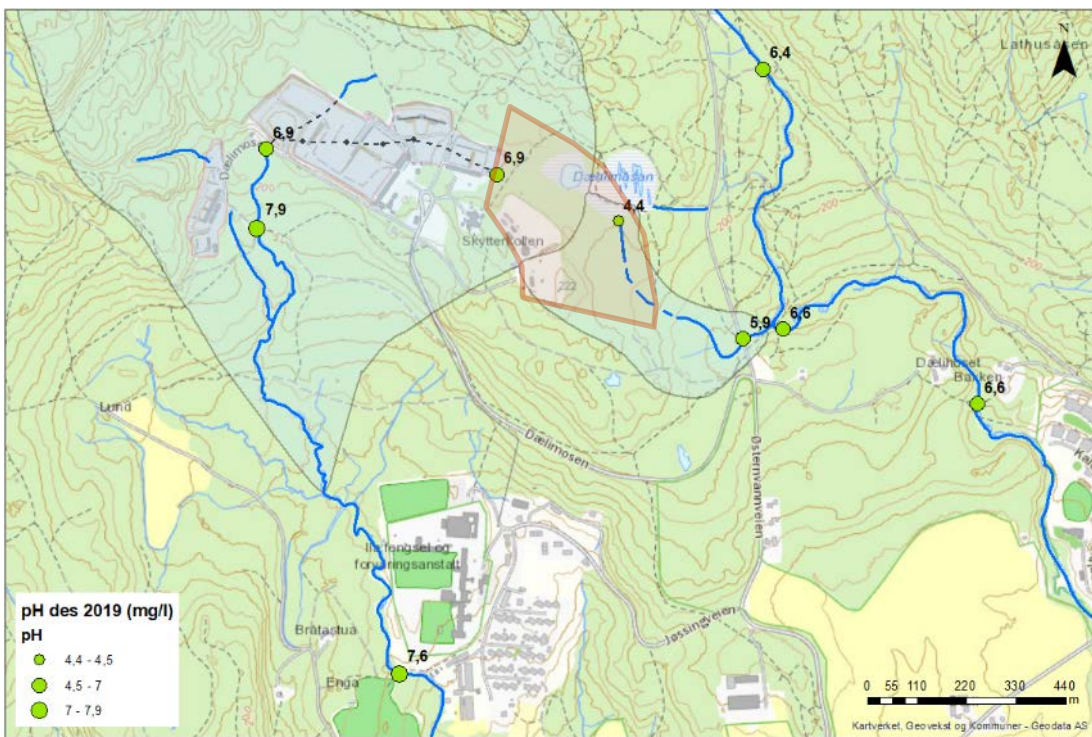
Figur 8. Målt konsentrasjon av kalsium fra 2019 og 2020.





Figur 9. Målt konsentrasjon av løst organisk materiale fra 2019 og jan 2020.





Figur 10. Målt konsentrasjon av pH fra 2019 og jan 2020.

### 3. BIOTILGJENGELIG BLY

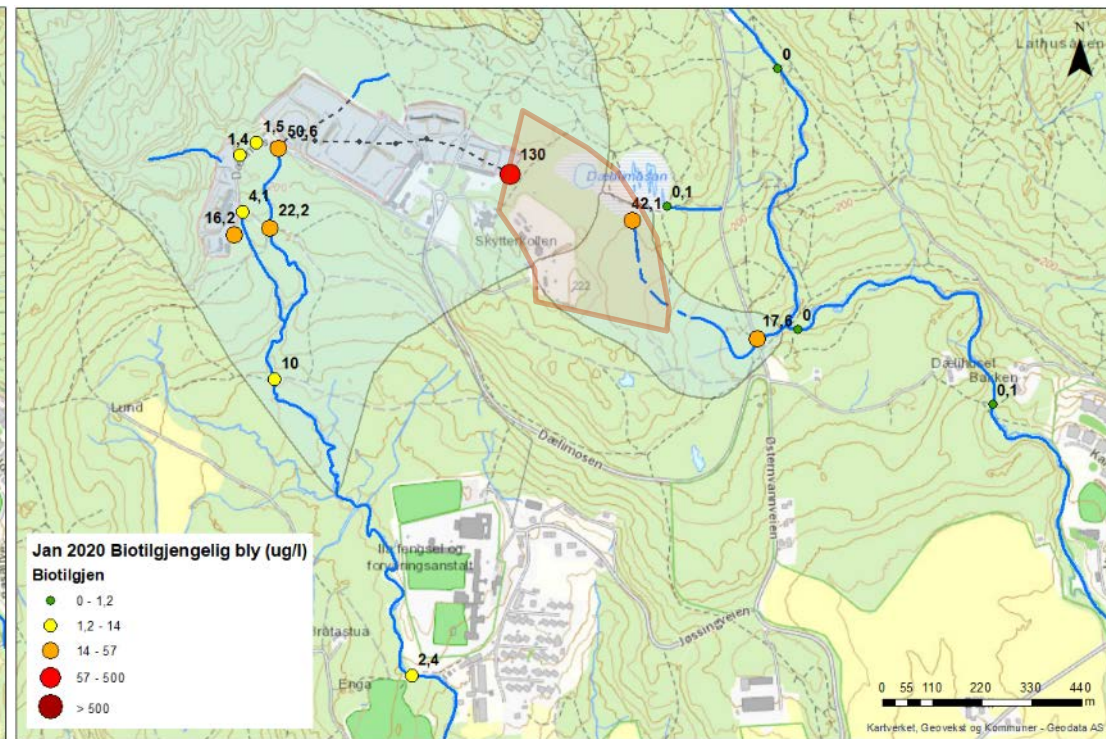
Miljøkvalitetsstandarden for årlig gjennomsnitt av bly på 1,2 µg/l (AA-EQS) gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen i ferskvann. Biotilgjengelig konsentrasjon kan defineres som den andelen av et stoff som er tilgjengelig for opptak i en organisme og som gir skadelig effekt (toksisitet). Hvor mye av blykonsentrasjonen som er biotilgjengelig er i hovedsak avhengig av vannets mengde av løst organisk materiale, samt pH og kalsium. Også parametere som magnesium, natrium, kalium, sulfat og klor har en viss effekt.

Ulike metoder for beregning av biotilgjengelig bly er beskrevet i *Sammenlikning av metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av metaller i avrenningsvann fra skyte- og øvingsfelt* av Aaneby et al. (2018). For innledende undersøkelser for Løvenskiold skytebane er det benyttet en metode kalt Lead EQS screening tool (European Commission 2011, 2014) som tar utgangspunkt i at biotilgjengeligheten (toksisiteten) til bly avtar med økende mengde løst organisk materiale i vannet. Resultatene fra den innledende undersøkelsen er vist i Figur 11. Beskrivelse av metoden er gitt i Aaneby et al. (2018) og Mariussen og Johnsen (2017).

I det vestlige utløpet fra myrområdet innenfor nedslagsfeltet til lerduebanen er det beregnet konsentrasjoner av biotilgjengelig bly på 110 – 130 µg/l for desember 2019 og januar 2020. Ved utløpet av røret som går under riflebanene er det beregnet konsentrasjoner på 28,9 og 50,6 µg/l. Videre ned i Ilabekken synker konsentrasjonen av biotilgjengelig bly, og nede ved Ila fengsel er det beregnet 1,9 og 2,9 µg/l. Mengden biotilgjengelig bly ved Ila fengsel er noe over miljøkvalitetsstandarden for årlig gjennomsnitt av biotilgjengelig bly på 1,2 µg/l.

I bekken som renner ut i østkanten av myrområdet er det beregnet konsentrasjoner av biotilgjengelig bly på 36 – 42 µg/l. Ned mot Østernbekken minker konsentrasjonen til 12 µg/l og etter samløp med Østernbekken er konsentrasjonen av biotilgjengelig bly under 0,1 µg/l. Basert på foreløpige beregninger er konsentrasjonen av biotilgjengelig bly godt under miljøkvalitetsstandarden for årlig gjennomsnitt av biotilgjengelig bly på 1,2 µg/l i Østernbekken.





Figur 7. Beregning av andelen biotilgjengelig bly i des 2019 og jan 2020.

## 4. KILDER

Aaneby, J., Johnsen, I. V., Mariussen, E. (2018). Sammenlikning av metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av metaller i avrenningsvann fra skyte- og øvingsfelt. FFI-RAPPORT 18/02167

Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann

Mariussen, E., Johnsen, I. V. (2017) Metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av ammunisjonsrelaterte metaller i jord og vann i skyte- og øvingsfelt. FFI-RAPPORT 16/02335-1.

European Commission (2014). Technical guidance to implement bioavailability-based environmental quality standards for metals.

European Commission (2011). Lead and its compounds. Lead EQS dossier, 2011.