



Follobaneprojektet Tilbakeføring Åsland

Beregninger og vurderinger mhp. uran

<input checked="" type="checkbox"/>	Akseptert
<input type="checkbox"/>	Akseptert m/kommentarer
<input type="checkbox"/>	Ikke akseptert (kommentert) Revider og send inn på nytt
<input type="checkbox"/>	Kun for informasjon
Sign: _____	

00C	Første utgave	30.04.2024	SIRH/HEM	GO	MF	
Revisjon	Revisjonen gjelder	Dato	Utarb. av	Kontr. av	Godkj. av	
Tittel: Follobaneprojektet Tilbakeføring Åsland Beregninger og vurderinger mhp. uran		Sider:				
		20				
		Produsert av:				
		Prod.dok.nr.:		Rev:		
		Erstatter:				
Erstattet av:						
Prosjekt:	Follobaneprojektet	Dokumentnummer:		Revisjon:		
Parsell:	Åsland	UFB-31-A-73144		00C		
		Drift dokumentnummer:		Drift rev.:		

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	INNLEDNING	3
2	BESKRIVELSE AV NEDBØRSFELT	3
2.1	BEREGNINGER I NEVINA	3
2.2	MÅLINGER UTFØRT AV NIBIO OG FELTOBSERVASJONER VÅREN 2024.....	5
3	URANKONSENTRASJONER I TBM-MASSER, POREVANN OG GRUNNVANN	8
3.1	TØRRSTOFFANALYSER TBM MASSER	8
3.2	UTLEKKINGSTESTER TBM MASSER.....	9
3.3	POREVANN.....	10
3.4	GRUNNVANN	11
4	MOBILISERINGSMEKANISME OG MENGDE URAN SOM FORVENTES VASKET UT	11
5	SÅRBARHET OG EFFEKTER AV URAN I RESIPIENTER	14
6	SPESIERING OG KJEMISK GIFTIGHET	16
	REFERANSER	19
7	DOKUMENTINFORMASJON	20
8	ENDRINGSLOGG	20

1 INNLEDNING

Statsforvalteren i Oslo og Viken har i brev av 20.12.2023 pålagt Bane NOR et tiltaks- og undersøkelsesprogram for å vurdere forurensningsrisikoen fra TBM-fyllingen på Åsland samt å bedre kunnskapsgrunnlaget mht. utlekking av uran og sulfat fra TBM-masser.

Denne rapporten beskriver datagrunnlaget som foreligger for uran i masser, i porevann og grunnvann, samt sprednings- og mobiltetsmekanismer. Det er gjort vurderinger av mengder og konsentrasjoner av uran som forventes vasket ut fra TBM-massene som er lagt ut på Åsland.

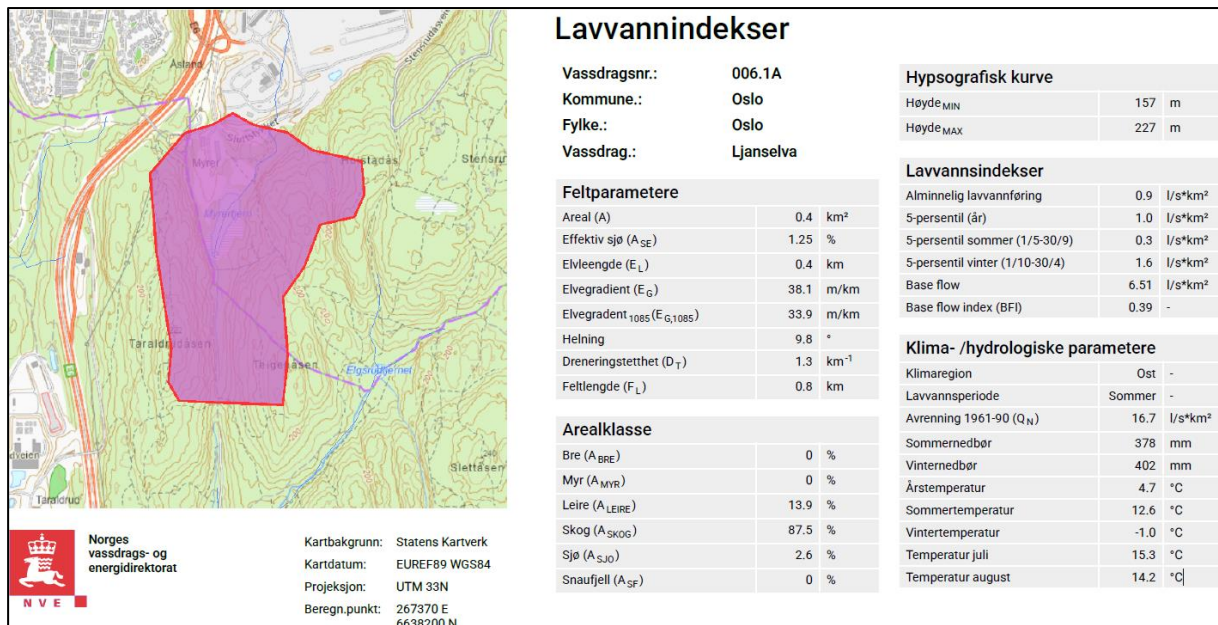
Primærresipienter er Myrerbekken og Maurtubekken, og rapporten beskriver også resipientenes sårbarhet for uran.

2 BESKRIVELSE AV NEDBØRSFELT

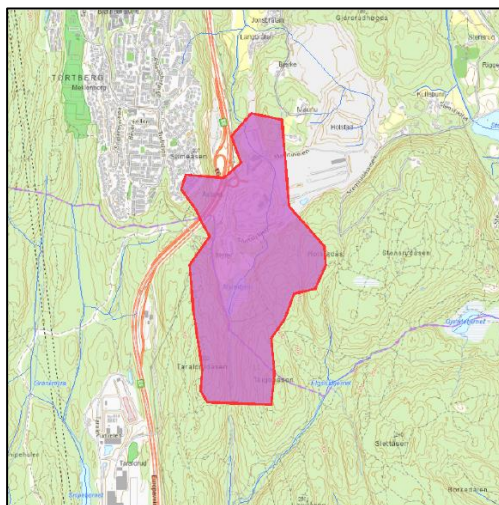
2.1 Beregninger i NEVINA

Lavvannsindeksene i figurene under er avgrenset nedstrøms, til bekkeutløpene. Figur 2-1 til Figur 2-4 viser lavvannsindeks fra NEVINA (1) fra punkter i oppstrøms område av tilbakeføringsområdet og ved utløp til bekkene.

Maurtubekken har svært små grener i øvre del av nedbørsfeltet, og oppstrøms punkt er derfor satt nokså sentralt på området. Ifølge NEVINA kommer vannet i dette punktet både fra vest og sør. Ettersom Maurtubekken ikke har noe toppvann, men består av små vannsig, antas det at NEVINA overestimerer vannføringen i punkter inne på oppfylt område. Avrenningskoeffisienter i NEVINA beregnes med bakgrunn i slik området var før oppstart anleggsarbeider og må nødvendigvis være endret etter at det er lagt permeable masser på området. Tabell 2-1 oppsummerer vannføringer fra NEVINA.



Figur 2-1. Beregning av lavvannsindeks i Myrerbekken ved innløp til Low Area (NEVINA).

Norges
vassdrags- og
energidirektoratKartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 267263 E
6638759 N

Lavvannindekser

Vassdragsnr.: 006.1A
Kommune.: Oslo
Fylke.: Oslo
Vassdrag.: Ljanselva

Feltparametere

Areal (A)	0.6 km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	0.48 %
Elvleengde (E _L)	1.1 km
Elvegradient (E _G)	35.7 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	35.9 m/km
Helning	9.6 °
Dreneringstetthet (D _T)	1.9 km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	1.4 km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0 %
Myr (A _{MYR})	0 %
Leire (A _{LEIRE})	17.2 %
Skog (A _{SKOG})	67.0 %
Sjø (A _{SJO})	1.6 %
Snau fjell (A _{SF})	0 %

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	136 m
Høyde _{MAX}	227 m

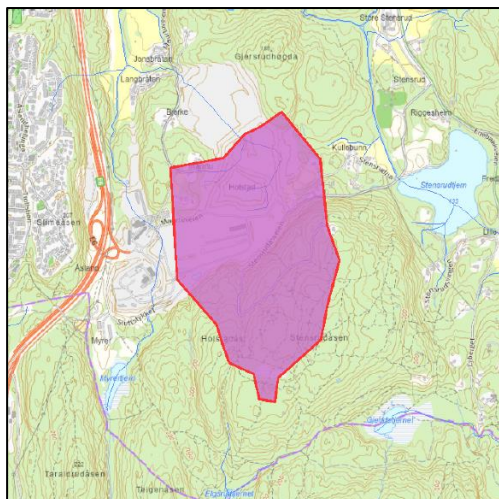
Lavvannindekser

Alminnelig lavvannføring	0.8 l/s*km ²
5-persentil (år)	0.9 l/s*km ²
5-persentil sommer (1/5-30/9)	0.3 l/s*km ²
5-persentil vinter (1/10-30/4)	1.4 l/s*km ²
Base flow	6.44 l/s*km ²
Base flow index (BFI)	0.39 -

Klima- /hydrologiske parametere

Klimaregion	Ost	-
Lavvannsperiode	Sommer	-
Avrenning 1961-90 (Q _N)	16.5	l/s*km ²
Sommernedbør	378	mm
Vinternedbør	402	mm
Årstemperatur	4.7	°C
Sommertemperatur	12.7	°C
Vintertemperatur	-1.0	°C
Temperatur juli	15.4	°C
Temperatur august	14.3	°C

Figur 2-2. Beregning av lavvannindekser i Myrerbekken ved utløp nedstrøms Vefald-tomta (NEVINA).

Norges
vassdrags- og
energidirektoratKartbakgrunn: Statens Kartverk
Kartdatum: EUREF89 WGS84
Projeksjon: UTM 33N
Beregn.punkt: 267741 E
6638943 N

Lavvannindekser

Vassdragsnr.: 006.1A
Kommune.: Oslo
Fylke.: Oslo
Vassdrag.: Ljanselva

Feltparametere

Areal (A)	0.5 km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	0 %
Elvleengde (E _L)	0.5 km
Elvegradient (E _G)	17.4 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	24.6 m/km
Helning	7.9 °
Dreneringstetthet (D _T)	1.9 km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	1.1 km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0 %
Myr (A _{MYR})	1.8 %
Leire (A _{LEIRE})	19.8 %
Skog (A _{SKOG})	54.5 %
Sjø (A _{SJO})	0 %
Snau fjell (A _{SF})	0 %

Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	140 m
Høyde _{MAX}	240 m

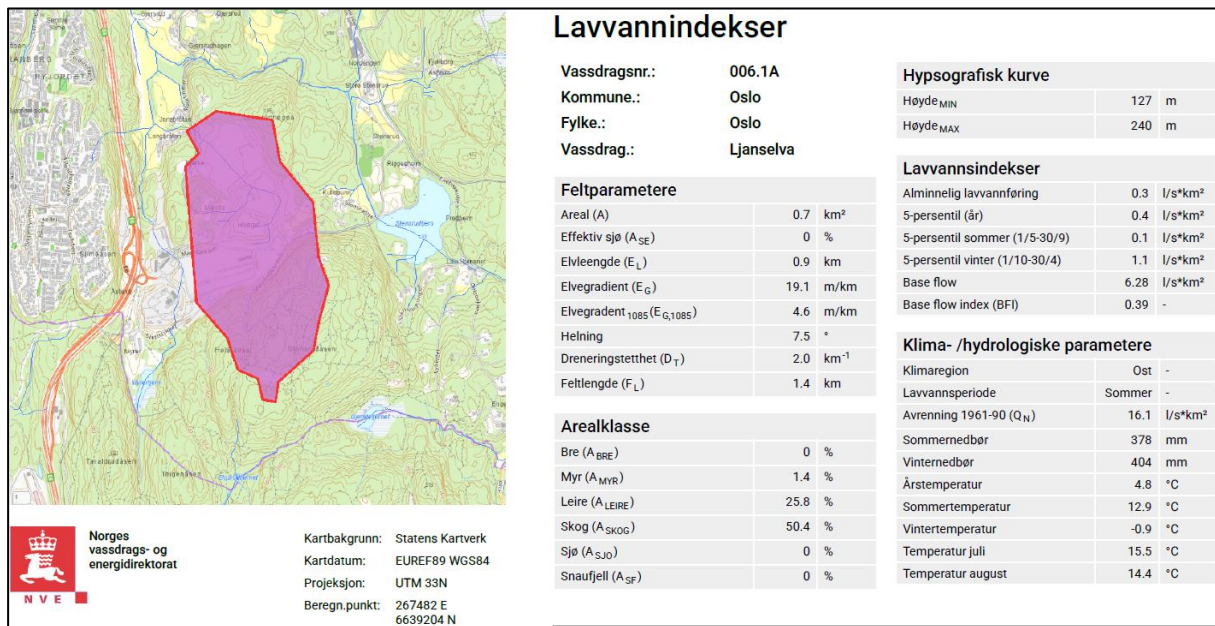
Lavvannindekser

Alminnelig lavvannføring	0.3 l/s*km ²
5-persentil (år)	0.4 l/s*km ²
5-persentil sommer (1/5-30/9)	0.1 l/s*km ²
5-persentil vinter (1/10-30/4)	1.0 l/s*km ²
Base flow	6.43 l/s*km ²
Base flow index (BFI)	0.4 -

Klima- /hydrologiske parametere

Klimaregion	Ost	-
Lavvannsperiode	Sommer	-
Avrenning 1961-90 (Q _N)	16.1	l/s*km ²
Sommernedbør	378	mm
Vinternedbør	403	mm
Årstemperatur	4.8	°C
Sommertemperatur	12.8	°C
Vintertemperatur	-0.9	°C
Temperatur juli	15.5	°C
Temperatur august	14.4	°C

Figur 2-3. Beregning av lavvannindekser i Mautubekken sentralt på etablert fylling (NEVINA).



Figur 2-4. Beregning av lavvannindekser i Mautubekken ved utløp nedstrøms etablert fylling (NEVINA).

Tabell 2-1. Oppsummering av vannføringer fra NEVINA.

Bekk	Punkt	Areal nedbørsfelt (km ²)	Spesifikk alminnelig vannføring (l/s*km ²)	Spesifikk alminnelig lavvannføring (l/s*km ²)	Alminnelig vannføring (l/s)	Alminnelig lavvannføring (l/s)
Myrerbekken	Oppstrøms	0,4	16,7	0,9	6,7	0,4
	Nedstrøms	0,6	16,5	0,8	9,9	0,5
Mautubekken	Oppstrøms	0,5	16,1	0,3	8,0	0,2
	Nedstrøms	0,7	16,1	0,3	11,3	0,2

2.2 Målinger utført av NIBIO og feltobservasjoner våren 2024

Begge bekkeløp over tilbakeføringsområdet er midlertidig lagt i rør over TBM-massene ila. mars og april 2024. Figur 2-5 og Figur 2-6 viser kurver fra vannføringsmålinger i bekkene.

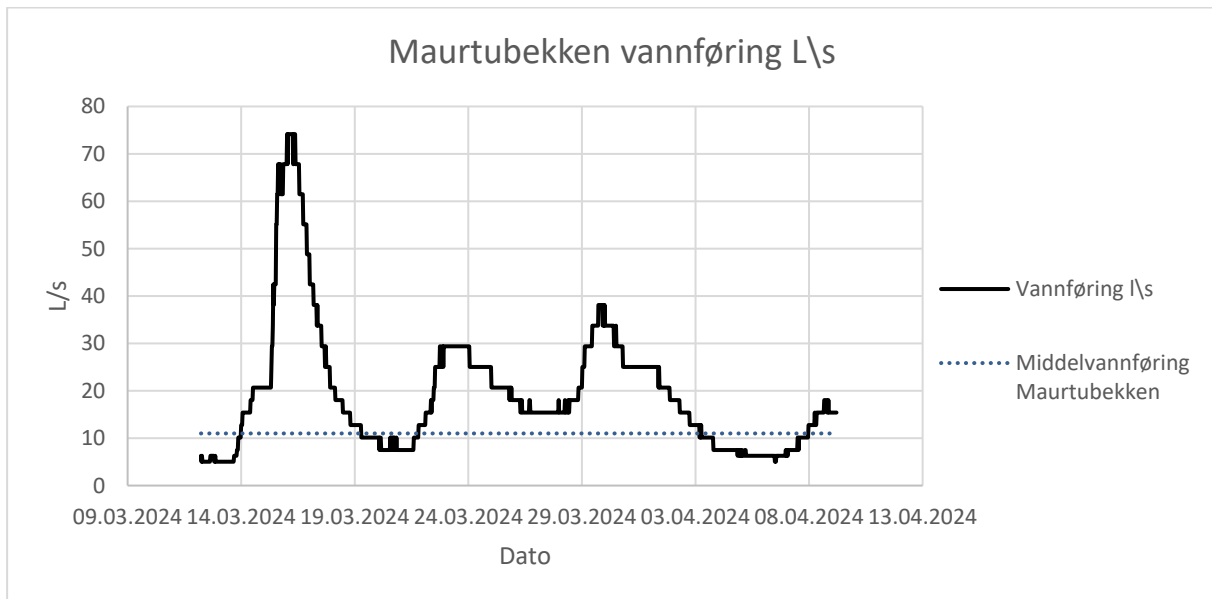
Målepunktet i Mautubekken er ca. 100 m nedstrøms fyllingen, mens målepunktet i Myrerbekken er ca. 250 m nedstrøms bekkeutløpet i sørenden av Vefald-tomta, dvs. også nedstrøms kulverten som kommer fra E6 og Oslo kommunes snødeponi når dette er i bruk.

Det er installert radarmåling i røret som er lagt for Mautubekken (Figur 2 8), men det er ennå ikke registrert data ettersom det foreløpig ikke har kommet vann i røret. Multiconsult har i forbindelse med andre feltarbeider på området registrert en god del vann i dette røret i perioden like etter at det ble lagt, som var under snøsmeltingen. Feltobservasjoner tilsier at det i praksis har vært tørt fra starten av april 2024, men at det fører noe vann i forbindelse med nedbørsperioder. Det er behov for lengre måleperiode for å kunne angi et godt estimat på hvor mye vann som over tid nå går i røret i stedet for å infiltrere i TBM-massene.

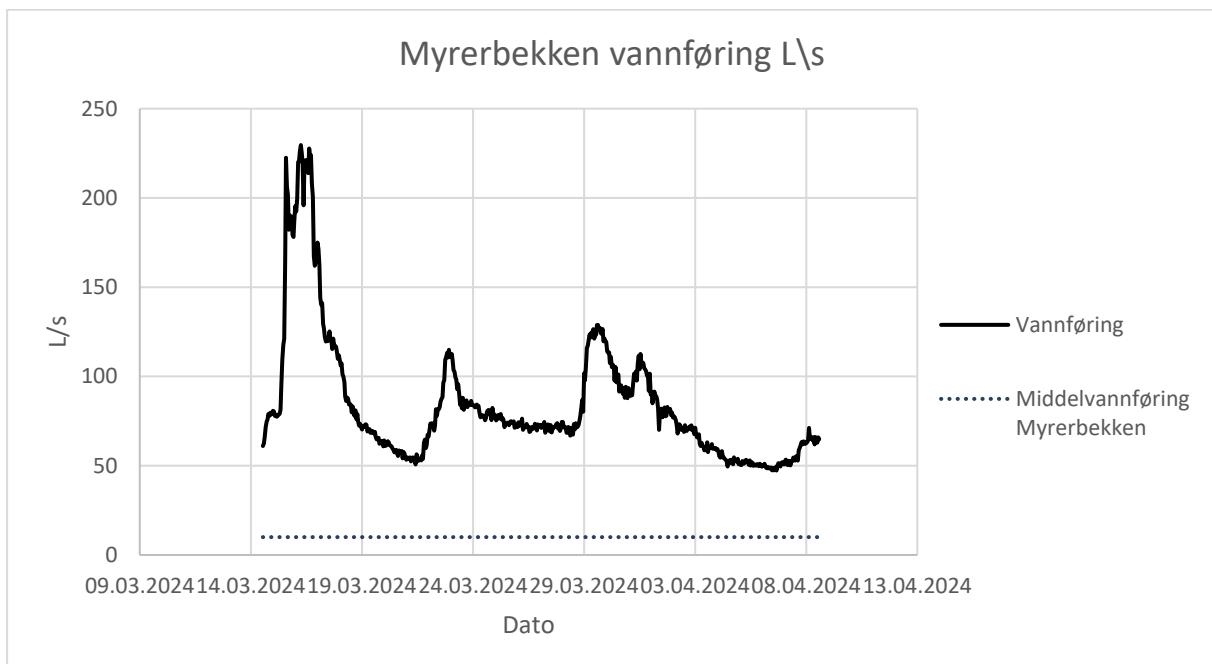
Myrerbekken er også lagt midlertidig i rør forbi Low Area og til eksisterende rør under Vefald-tomta. Vannmengder i røret er ennå ikke målt, men på befaring 24. april ble vannmengden anslått til 3-4 L/s, basert på enkel bøttetest i utløpet i pukkfyltingen. Feltobservasjonene tilsier at bekken mottar en del tilsig på strekningen nedenfor pukkfyltingen. Figur 2 7 viser et flyfoto med markeringer av lokalitetene.

Det er også her behov for en lengre måleperiode av vannmengder i røret for å kunne angi et godt estimat på hvor mye vann som over tid nå går forbi Low Area i stedet for å infiltrere til området.

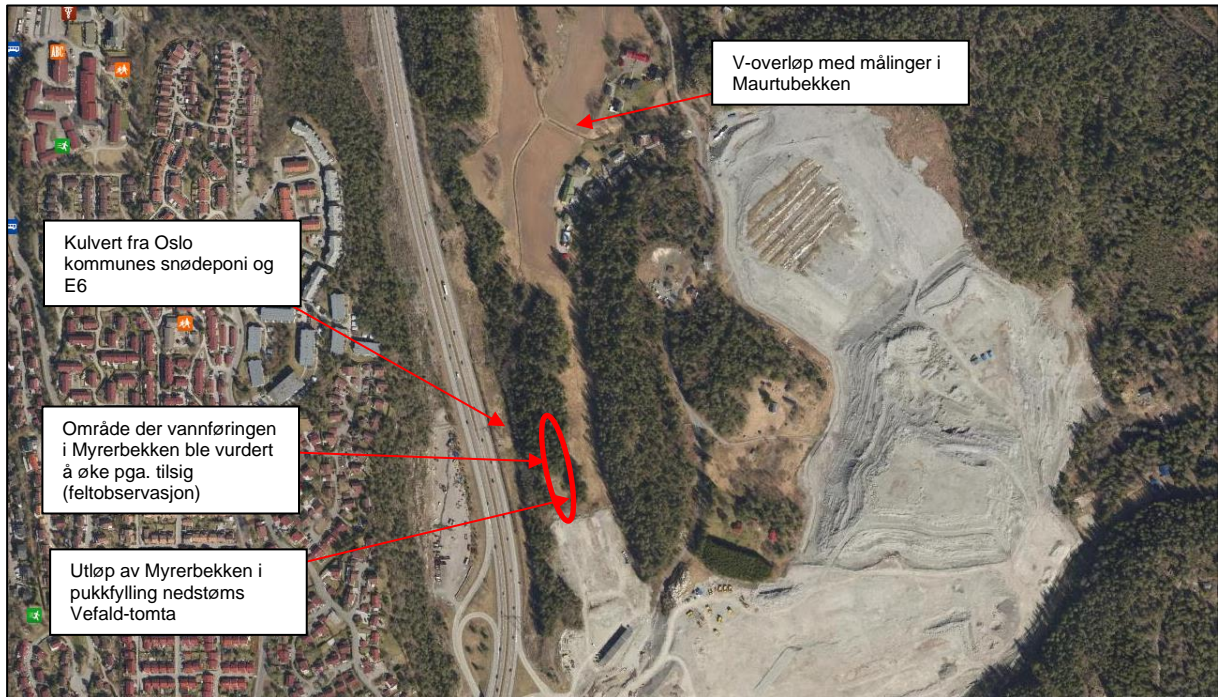
Radarmålingene i Myrerbekken viser relativt stor vannføring, særlig i mars, og det er viktig å huske at målingene så langt er gjort under vårløsning og at målingene også fanger opp vannmengder fra E6.



Figur 2-5. Vannføring i Maurtubekken i mars og april 2024.



Figur 2-6 Vannføring i Myrerbekken i mars og april 2024.



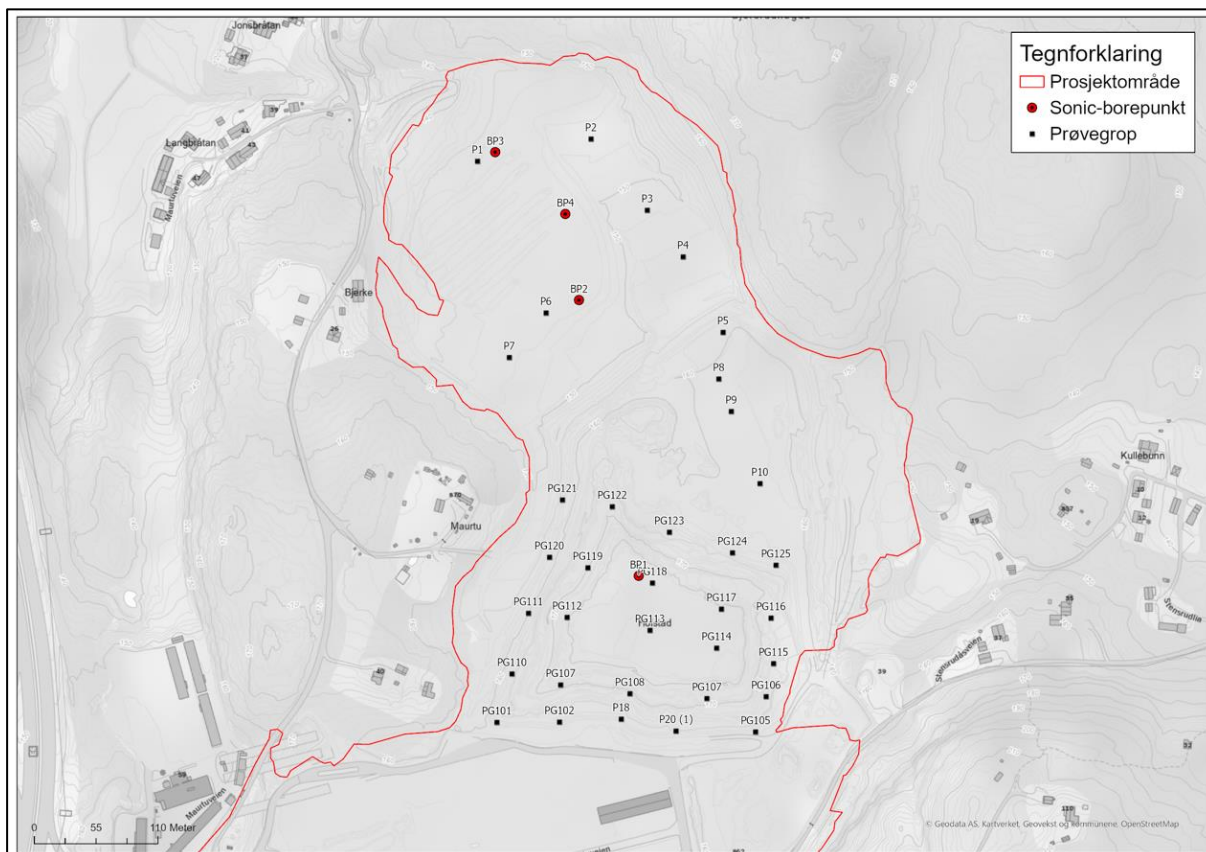
Figur 2-7. Flyfoto fra Finn kart med skissering av punkter i Mautu- og Myrerbekken.



Figur 2-8. Foto av radarmåling som er installert over det midlertidige røret som er lagt for Mautubekken (bilde fra NIBIO, 19. april 2024).

3 URANKONSENTRASJONER I TBM-MASSER, POREVANN OG GRUNNVANN

Figur 3-1 viser et kart med prøvepunktene som er undersøkt i 2023 og 2024. Løsmassebrønnene er etablert i BP1-BP3 (Løsbrønn1 = BP2, Løsbrønn2 = BP4 og Løsbrønn 3 = BP3). Klynger med porevannsmålere er plassert mellom BP3 og BP4.



Figur 3-1. Kart som viser en oversikt over prøvepunkter. P1-P10 angir sjaktgraving til 7 meters dybde i september 2023. PG101-PG125 angir prøvegraving i pyramiden i oktober 2023. BP1-BP4 angir Sonic-borpunkter i 2023.

3.1 Tørrstoffanalyser TBM masser

Det er gjort flere analyser av uraninnholdet i TBM-massene ved tørrstoffanalyser.

- I 2011 gjorde Institutt for energiteknikk (IFE) høyoppløselig gammaspespektrometriske analyser av syv bergprøver i planlagt tunneltrase (2). Beregnet uraninnhold fra radioaktivitet var 2,5 mg/kg (omregningsfaktor på 238U på 12,356 Bq/mg) (2).
- I 2019 tok Bane NOR ut 11 overflateprøver (nivå 0-40 cm) på massemttaket (4). Gjennomsnittsverdien for de 11 prøvene var 2,2 mg/kg U med en maksimalverdi på 3 mg/kg U.
- I september 2023 utførte Multiconsult prøvetaking av TBM-massene på mellomlager nord og etablert fylling ved sjaktgraving i 10 punkter. Det ble analysert for uran i 35 prøver. Gjennomsnittsverdien for uran var 1,5 mg/kg med en maksimalverdi på 3,6 mg/kg.
- I 2023 undersøkte Multiconsult TBM-massene som ligger mellomlagret i pyramiden. Det ble analysert 25 prøver som viste en gjennomsnittsverdi for uran på 3 mg/kg med en maksimalverdi på 6 mg/kg.
- I 2024 utførte Multiconsult prøvetaking av TBM masser med Sonic borerigg i tre punkter i etablert fylling i nord og i et punkt i pyramiden. Det ble boret ned til bunn fylling og det ble analysert 85 prøver som representerer hele profilet. Gjennomsnittsverdien for uran var 2 mg/kg med en maksimalverdi på 4,1 mg/kg.

Tørrstoffanalysene viser at uraninnholdet i TBM-massene varierer lite og er gjennomgående lave.

3.2 Utlekkingstester TBM masser

I 2019 utførte Bane NOR også kolonnetester på de 11 prøvene som ble analysert for tørrstoffinnhold. Tabell 2 viser resultatene for uran fra L/S = 0,1. I 2024 har Multiconsult analysert ti prøver innenfor dybdeintervallet 3-20 m i syv trinns kolonnetest. Tabell 3-1 og Tabell 3-2 viser resultater for L/S = 0,1 fra kolonnetestene.

Tabell 3-1. Resultater fra kolonnetester ved L/S = 0,1 av elleve prøver (Bane NOR i 2019).

Prøve-ID	Uran (µg/l)
SD 19-01	1,5
SD 19-02	0,12
SD 19-03	0,41
SD 19-04	15
SD 19-05	5,0
SD 19-06	0,5
SD 19-07	5,5
SD 19-08	2,9
SD 19-09	2,8
SD 19-10	0,32
SD 19-03 UT	2,4
Gjennomsnitt	3,6

Tabell 3-2. Resultater fra kolonnetester ved L/S = 0,1 av ti prøver (Multiconsult 2024).

Prøve-ID	Uran (µg/l)
BP1 3-5	6,76
BP1 13-15	4,17
BP1 18-20	2,34
BP1 23-25	0,9
BP2 3-5	9,24
BP2 8-10	11,4
BP2 13-15	8,64
BP3 3-5	7,44
BP3 8-10	13,2
BP3 13-15	29,6
Gjennomsnitt	9,4

Kolonnetestene viser jevnt over høyest konsentrasjon på de laveste L/S -forholdene og som resultatene for L/S = 0,1 viser, er det ikke påvist spesielt høye uranverdier i kolonnetester, med et unntak av resultatet fra dypereliggende masser i BP3 (L/S = 0,1 på 29,6 µg/L U). Utenom dette ligger verdiene markert under det som er blitt målt i sigevann og resipienter. Forklaringen er mest sannsynlig at deionisert vann ikke effektivt for å løse ut mobilt uran, ettersom kompleksdannelse med alkaliske stoffer (eks. Mg og Ca) er antatt å være en viktig del av mobiliseringen. Nedbør vil i utgangspunktet være tilnærmet likt nært deionisert vann, men stoffinnholdet vil øke etter hvert som vannet infiltrerer i masser og kontakttiden med massene øker. Forskjeller i oppholdstiden i laboratorietester vs. faktisk oppholdstid i TBM-masser er trolig også en del av forklaringen.

Vinteren 2024 er det også utført ristetester med forskjellige typer vann, bl.a. fra Myrerbekken oppstrøms tilbakeføringsområdet og fra sigevannskummen nedstrøms etablert fylling som i stor grad forsyner Maurtubekken med vann. Det ble også utført ristetester på deionisert vann tilsatt kalsium og karbonat («spiket vann»). For nærmere beskrivelse av ristetestene vises det til hovedrapportens vedlegg 5 hvor utlekkingsstestene er presentert.

Resultatene fra utlekkingsstestene mhp. uran er vist i Tabell 3-3. I testene på vann fra Myrerbekken oppstrøms og Maurtubekken nedstrøms er det påvist noe høyere utlekking i L/S = 2 enn i testene med

deionisert vann, som er standard vann som benyttes i utlekkingstester iht. avfallsforskriften. For Myrerbekken er utlekkingen ved L/S = 2 på masser fra 3-5 m 139 % høyere enn for deionisert vann. For Maurtubekken er utlekkingen ved L/S = 2 på masser fra 3-5 m 175 % høyere enn for deionisert vann.

Tabell 3-3. Resultater fra ristetester med forskjellige vann typer. BP3 3-5 og BP3 13-15 angir prøvepunkt og dybde på massene som ble testet. Vann type og L/S-forhold er angitt etter massetypen. Vannet fra bekker og det spikede vannet er analysert bl.a. for uran, og bakgrunnsverdier i vann er trukket fra utlekkingsverdien.

Prøve-ID	Uran (µg/L)	Uraninnhold i vann (µg/L)	Justert uranverdi (µg/L)
BP3 3-5 Myrerbekken L/S=2	5,71	0,53	5,2
BP3 3-5 Myrerbekken L/S=8	2,18	0,53	1,7
BP3 3-5 Kum Maurtubekken L/S=2	84,7	71	14
BP3 3-5 Kum Maurtubekken L/S=8	68	71	
BP3 3-5 deionisert vann L/S=2	0,93		0,93
BP3 3-5 deionisert vann L/S=8	0,43		0,43
BP3 3-5 spiket vann L/S=2	2,03		2,0
BP3 3-5 spiket vann L/S=8	0,27		0,27
BP3 13-15 Myrerbekken L/S=2	22,2	0,53	21,7
BP3 13-15 Myrerbekken L/S=8	2,67	0,53	2,1
BP3 13-15 Kum Maurtubekken L/S=2	86,4	71	15
BP3 13-15 Kum Maurtubekken L/S=8	66,3	71	
BP3 13-15 deionisert vann L/S=2	1,92		1,9
BP3 13-15 deionisert vann L/S=8	0,51		0,51
BP3 13-15 spiket vann L/S=2	4,16		4,2
BP3 13-15 spiket vann L/S=8	0,72		0,72

3.3 Porevann

I mars 2024 ble det etablert åtte brønner for porevannsprøvetaking hvor det ble etablert fire og fire sugeceller i klynger for oppsamling av porevann på 7 meter og 15 meter dybde i etablert TBM-fylling. For en mer detaljert beskrivelse av porevannsundersøkelsene vises det til hovedrapportens vedlegg 4 – Rapport fra prøvetaking av porevann. Det er analysert prøver fra fire prøvetakingsrunder av porevann i mars 2024, resultatene for uran er vist i Tabell 3-4.

Analyseresultatene kan tolkes dithen at det er stor forskjell på porevannet i toppen av TBM-fyllingen og i større dybder enn 7 m. De nokså like resultatene fra analyser av filtrerte og oppsluttede prøver er i tråd med en forventning om at uran hovedsakelig foreligger i vannløst form.

Tabell 3-4. Resultater fra analyser av porevann i prøver fra 7 og 15 m i TBM-fylling.

Dato	Prøve-ID	Oppsluttede prøver	Filtrerte prøver
		Uran (µg/L)	Uran (µg/L)
20.03.2024	Porevann 7	0,274	0,495
22.03.2024		0,0777	0,0138
26.03.2024		0,134	0,13
04.04.2024		0,039	0,0231
Gjennomsnitt mars 2024		0,13	0,17
20.03.2024	Porevann 15	23,3	15,2
22.03.2024		44,6	45,7
26.03.2024		279	268
04.04.2024		176	177
Gjennomsnitt mars 2024		131	126

3.4 Grunnvann

I løpet av mars og tidlig i april 2024 er det analysert fire runder med grunnvannsprøver fra de tre løsmassebrønnene i etablert fylling. For en mer detaljert beskrivelse av grunnvannsprøvetaking vises det til hovedrapportens vedlegg 3 – Rapport fra grunnvannsprøvetaking. Som vist i Tabell 3-5, er grunnvannsverdiene for uran høyere enn det som måles i utlekkingstester, men lavere enn verdiene som måles i porevannet på 15 meters dybde. Gjennomsnittet for de tre brønnene for prøvetakingen i mars og april 2024 lå mellom 18 µg/L og 41 µg/L. Løsbrønn2 skiller seg ut med lavere verdier enn de to andre brønnene, men med foreliggende datagrunnlag er det vanskelig å finne en god forklaring på de store forskjellene i uranverdier mellom porevann og brønnene. Redox-målinger av brønnene viser at Løsbrønn2 hadde en del lavere potensial enn de to andre løsmassebrønnene fra starten av målingene, men det er foreløpig uvisst hvor mye av variasjonen som kan forklares utfra redox-forholdene.

Det er små forskjeller mellom resultatene fra oppsluttede og filtrerte prøver selv om innholdet av suspendert stoff var nokså høyt, særlig fra starten da brønnene var relativt nyetablerte. Dette underbygger antagelsen om at uran hovedsakelig foreligger i vannløst form, som seksverdig uran.

Tabell 3-5. Resultater fra analyser av grunnvann i løsmassebrønnene på etablert TBM-fylling.

Dato	Prøve-ID	Oppsluttede prøver	SS	Filtrerte prøver
		Uran (µg/L)	mg/L	Uran (µg/L)
13.03.2024	LøsBrønn1		160	38,1
20.03.2024		41,9	330	41,4
26.03.2024		36,5	160	35,9
04.04.2024		47,7	55	49,1
Gjennomsnitt mars 2024 LøsBrønn 1		42	176	41
13.03.2024	LøsBrønn2		120	46,5
20.03.2024		9,93	170	9,87
26.03.2024		12,5	380	12,1
04.04.2024		6,09	68	6,4
Gjennomsnitt mars 2024 LøsBrønn 2		9,5	185	18
13.03.2024	LøsBrønn3		280	24,2
20.03.2024		32,1	32	32,8
26.03.2024		34,4	86	34,1
04.04.2024		33,1	12	33
Gjennomsnitt mars 2024 LøsBrønn 3		33	103	31

4 MOBILISERINGSMEKANISME OG MENGDE URAN SOM FORVENTES VASKET UT

Tørrstoffanalysene som er utført viser at TBM-massene har et lavt innhold av uran, både sammenlignet med andre bergarter og grenseverdi for bruk av uranholdig materiale ved og rundt bygg. Videre viser vurderinger av bergartens syredannende potensial og reaktivitet at gneisen ikke er særlig reaktiv. TBM-massene er imidlertid blitt utsatt for en prosessering som innebærer en enorm økning av massenes spesifikke overflate og de er blitt tilført alkaliske stoffer (kalsium og hydroksid) samt salter (sulfat og noe klorid).

Uran er særlig mobilt i seksverdig form (U(VI)), og under oksiderende og basiske forhold vil en andel av uranet bli oksidert. Seksverdig uran har da en sterk tendens til å danne komplekser med karbonat og danner da uranylkarbonatkomplekser (UO₂(CO₃)₃) som trolig er i likevekt med Ca²⁺ og foreligger løst i vann (mobil form) (3). Tilgjengeligheten på seksverdig uran vil avta når det dannes

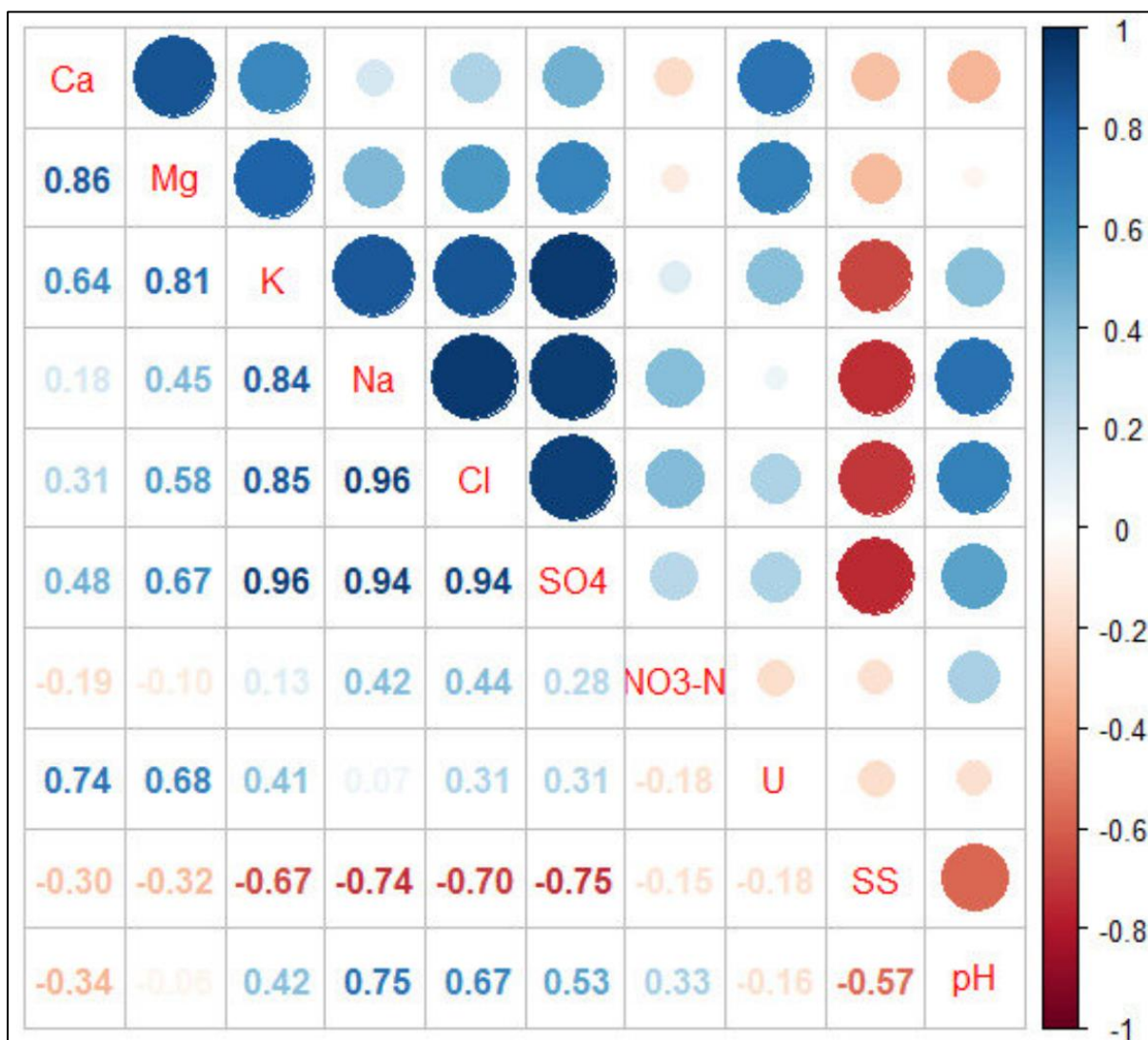
forvitningsflater på mineralene, men det er svært usikkert hvor raskt dette skjer og hvor mye mobilt uran som er blitt dannet under prosessering av TBM-massene.

Utlekkingstestene med deionisert vann løser ut lite uran, og følgelig er det andre geokjemiske mekanismer enn kun vannløselighet som forårsaker de forholdvis høye nivåene som måles i sigevannet. Ristetester som ble gjort med bekkevann, sigevann og vann tilsatt karbonat og kalsium løste riktignok ut noe mer uran enn det deioniserte vannet, men konsentrasjonene som ble mobilisert er lavere enn det som måles i det dype porevannet, grunnvann og resipienter. Sannsynligvis er oppholdstiden mellom vann og mineraler en viktig del av forklaringen:

Massene er anslått å ha en hydraulisk konduktivitet på 10^{-5} til 10^{-6} m/s (3), som gjelder for mettet sone og horisontal strømnings. Infiltrasjonshastigheten på regnvann vil variere mye, bl.a. vil vannet holdes tilbake i massene dersom det har vært tørkeperioder, og i perioder med frost vil ny infiltrasjon stanse. Det er også uvisst hvor lang distanse vannet faktisk beveger seg før det når mettet sone ca. 18 m under etablert fylling, og dette vil kunne variere mye mellom forskjellige steder på fyllingen. I et tenkt tilfelle der vannet infiltrerer fullstendig vertikalt i 18 meters dybde i allerede vannmettede masser, ville oppholdstiden for regnvann vært ca. 65 dager med en hydraulisk konduktivitet på $10^{-5.5}$. Reell oppholdstid er sannsynligvis mye lengre enn dette, noe som bidrar til å forklare mye av forskjellen mellom laboratoriemålinger og feltmålinger.

Korrelasjonsplott av målinger i porevann og grunnvann viser også sterk sammenheng mellom uran, magnesium og kalsium (Figur 4-1) når man ser på de enkelte løsmassebrønnene.

Det kan nevnes at korrelasjonsplott mellom U, Ca og Mg ser svært forskjellige ut, avhengig av hvilke prøver som inkluderes. Korrelasjonen er ikke til stede dersom man bruker grunnvannsresultater hvor alle brønner er inkludert. For porevann er det derimot en sterk korrelasjon mellom de samme parameterne.



Figur 4-1. Korrelasjonsplott av hovedioner, SS, pH og U fra porevannsprøver og grunnvannsprøver. Uran, kalsium og magnesium viser de sterkeste sammenhengene.

Det er forsøkt å modellere uranutslipp med Miljødirektoratets spredningsverktøy (5). Hovedresultatet er vist i Figur 4-2. Verktøyet anslår den totale mengden av uran i TBM-massene til ca. 29 tonn. Dette anslaget er basert på tall fra kjemiske analyser på tørrstoffinnhold og er et akseptabelt estimat. Andelen oksidert og mobilt uran er derimot ukjent.

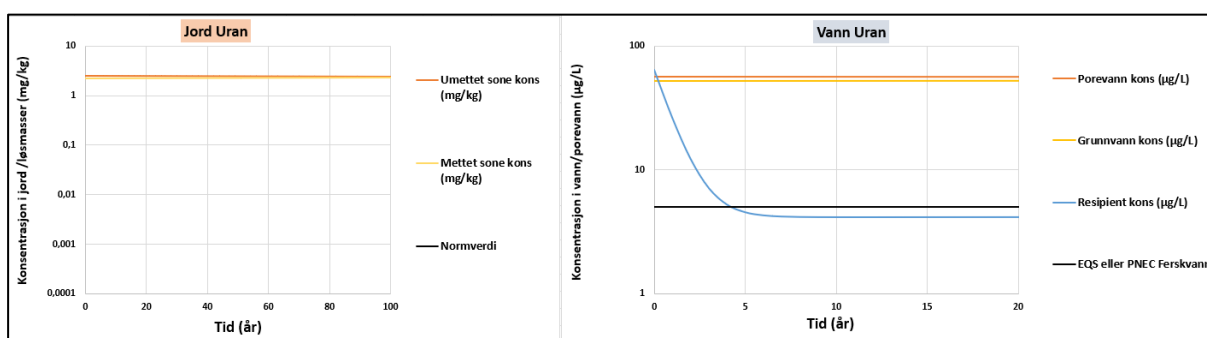
Figur 4-2 viser at verktøyet treffer godt på dagens verdi i resipient (Maurtubekken) ettersom verdien er basert på målte data som er lagt inn. Etter dette regner verktøyet med maksimalkonsentrasjoner i resipient på ca. 4,5 µg/L, noe som fremstår som usannsynlig med tanke på tilstanden i bekkene frem til nå, og overvåkningsdataene som regelmessig kommer inn. Gitt at det ble lagt inn 5 år gamle måledata i modellen samt kjennskap til massene på stedet, ville modellen beregnet at det i dag skulle vært en betydelig nedgang fra initiell konsentrasjon som er lagt inn for resipient (60 µg/L).

Fordelingskoeffisient (Kd-uorganisk) som verktøyet foreslår er basert på porevannskonsentrasjoner og tørrstoffanalyser. Med denne Kd-verdien sier verktøyet at det 100 år vil tappes ca. 0,5 % av den totale uranmengden i TBM-massene. Dette er tall det er vanskelig å forholde seg til, særlig når prosentandelene oksydert og mobilt uran er ukjent.

Verktøyet beregner initiale resipientkonsentrasjoner basert på en initiell mengde U pr. kg i resipient som den igjen beregner fra konsentrasjonen man har lagt inn, samt påvirket vannvolum. Gjøres det beregninger av konsentrasjoner over tid som ikke er tid 0, tar ikke verktøyet lenger høyde for resipientkonsentrasjoner man har målt, men baserer seg på avtakende uraninnhold (i kg) i resipient

over tid. Derfor tar ikke verktøyet hensyn til at man har overvåket over tid, men beregner i stedet en svært raskt avtakende konsentrasjon som er på mindre enn halvparten av startkonsentrasjonen etter ett år. Faktiske overvåkningsdata tilsier definitivt ikke en så rask reduksjon i uranutlekking, og basert på dette mener vi verktøyet ikke er egnet til å fremskrive utviklingen i uranutlekking fra TBM massene og fremtidige resipientkonsentrasjoner.

Porevannsundersøkelsene i «porevann7» kan indikere at det er lite mobilt uran ned til iallfall 7 meters dybde på dette stedet i fyllingen, mens resultatene fra kolonnetester er mer tvetydige mht. uraninnhold i toppmasser. En mulig tolkning av porevannsresultatene er at det mobile uranet er vasket ut i langt større grad i toppmassene enn i dypere liggende masser. Gitt en reell reduksjon av mobilt uran i massene fra 0-7 m ilt. 9 år, så vil en enkel beregning tilsi at tidsperspektivet på avtagende urannivåer i resten av den etablerte fyllingen ligger et sted mellom 10-20 år. Men det understrekes at porevannsmålingene på 7 meter ikke nødvendigvis er representativ for tilstanden på 7 m dybde i andre deler av utfyllt område.



Figur 4-2. Hovedresultat fra beregninger i Miljødirektoratets spredningsverktøy (3).

5 SÅRBARHET OG EFFEKTER AV URAN I RESIPIENTER

Primærresipientene er Myrer- og Maurtubekken. Sekundærresipient er Stensrubbekken.

Myrerbekken er ca. 500 m lang før den renner sammen med Maurtubekken. På denne strekningen kommer det inn et lite bekkesig fra vest, samt en kulvert som drenerer overvann fra E6 og smeltevann fra Oslo kommunes snødeponi. I perioder er derfor resultatene i stasjon 61 påvirket av veiavrenning med tilhørende parametere. I fremtiden vil tilførsel av forurensning fra Oslo kommunes snødeponi være vesentlig mindre, jf. vilkår og grenseverdier i utslippstillatelsen fra 2022 (6) og etablering av et nytt renseanlegg for smeltevann.

I 2022 ble det etablert en ny overvåkningsstasjon rett nedtrøms Vefald-tomta (stasjon 61 B), der Myrerbekken kommer ut i en pukkfylling. Denne stasjonen er dermed ikke påvirket av veivann fra kulverten. Måledataene fra 2022 og 2023 viser noe høyere uranverdier i denne stasjonen enn i stasjon 61.

Maurtubekken er ca. 250 m lang før samløpet med Myrerbekken og har ingen definerte, innkommende vanntilførsler mellom fyllingsfoten og samløpet. Stasjonen vurderes som godt representativ for Maurtubekken.

Fra samløpet Myrer-/Maurtubekken til samløpet med Stensrubbekken er det ca. 380 m. På denne strekningen kommer det inn en liten landbruksgrøft fra øst. NIBIOs målepunkt i Stensrubbekken (stasjon 67) ligger ca. 230 m nedstrøms samløpet med Myrer-/Maurtubekken og det kommer ikke inn mer vann fra sidebekker på denne strekningen. Strekningen er også såpass lang at de to bekkene har oppnådd god innblanding ved overvåkningsstasjonen.

Målestasjonen 61 Myrerbekken og 62 Maurtubekken er de med klart lengst måleserie, og det er derfor valgt å vektlegge disse stasjonene.

Målinger i resipienter

Tabell 5-1 viser urankonsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) som årsverdier med snitt, min og maks i Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrubbekken (67) i perioden 2017-2023, og Figur 5-1 viser et boksplott for samme periode.

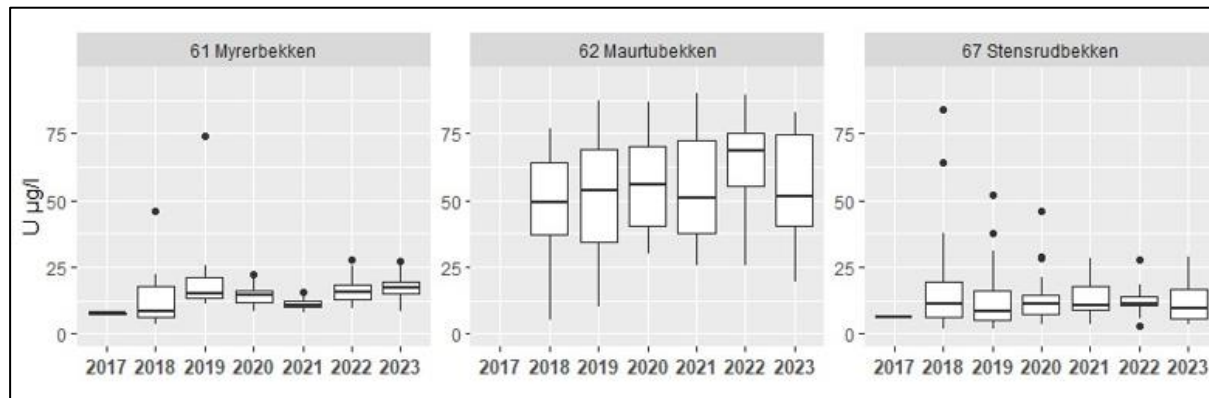
Gjennomsnittsverdiene viser at urankonsentrasjonen er ca. 5 ganger lavere etter samløpet med Stensrubbekken som har samløp med Myrer- og Maurtubekken ca. 800 m nedstrøms tilbakeføringsområdet. I likhet med Myrer- og Maurtubekken har Stensrubbekken lav bakgrunnsverdi av uran ($<0,5 \mu\text{g/L}$, ikke vist i tabell).

Ifølge beregningsverktøyet NEVINA har Maurtubekken og Myrerbekken omtrent lik middelvanntføring, og gitt omtrent samme vannføring i bekkene så vil gjennomsnittskonsentrasjonene etter samløpet mellom Myrer- og Maurtubekken være mellom 39 og 48 $\mu\text{g/L}$ U.

Tabell 5-1. Urankonsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) som årsverdier med snitt, min og maks i Myrerbekken, 62 Maurtubekken og 67 Stensrubbekken i perioden 2017-2023. Tabell fra NIBIO (4).

År	61 Myrerbekken			62 Maurtubekken			67 Stensrubbekken		
	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min	Snitt	Maks	Min
2017	7,8	8,5	7				7	8,4	5,7
2018	13	22	5,4	51	77	5	13	38	2
2019	19	74	11	51	87	10	11	38	2
2020	18	108*	8,7	72	359*	30	13	46	4
2021	17	75	8	53	90	25	12	28	4
2022	16	28	9,4	64	90	26	12	28	3
2023	17,5	27	8,5	55,5	97,7	19,4	11,6	28,7	3,4
Totalt	17	108* (75)	5,4	59	359* (97,7)	5	12	46	2

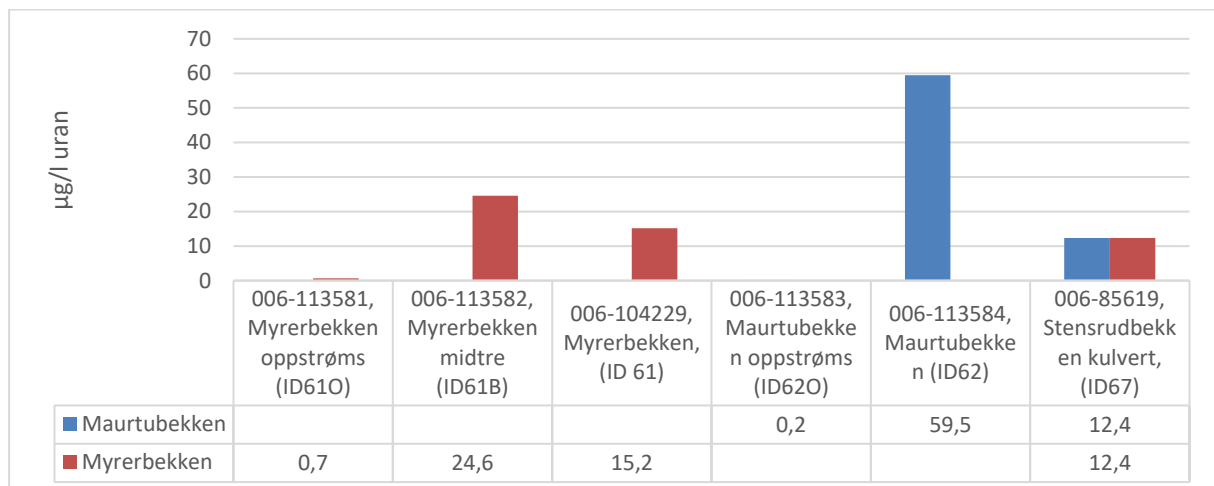
*Vurderes som feilanalyser, se forklaring i Miljørisikovurdering kapittel 4.1.3.



Figur 5-1. Boksplott med urankonsentrasjoner i Myrerbekken, 62 Maurtubekken og 67 Stensrubbekken i perioden 2017-2023. Figur fra NIBIO (4).

Som vist i Figur 5-2, er det høyest konsentrasjoner av uran i Maurtubekken like nedstrøms fyllingen (ID 62), og ikke uventet er det avtagende konsentrasjoner nedover i bekkene. I Myrerbekken er ID 61B nylig inkludert i overvåkningsprogrammet. Denne stasjonen ligger mellom det eldre målepunktet 61 og utløpet av bekk i steinfyllingen nedstrøms Vefald-tomta, og det er målt noe høyere uraninnhold i denne stasjonen enn i stasjonen lengre nedstrøms i Myrerbekken.

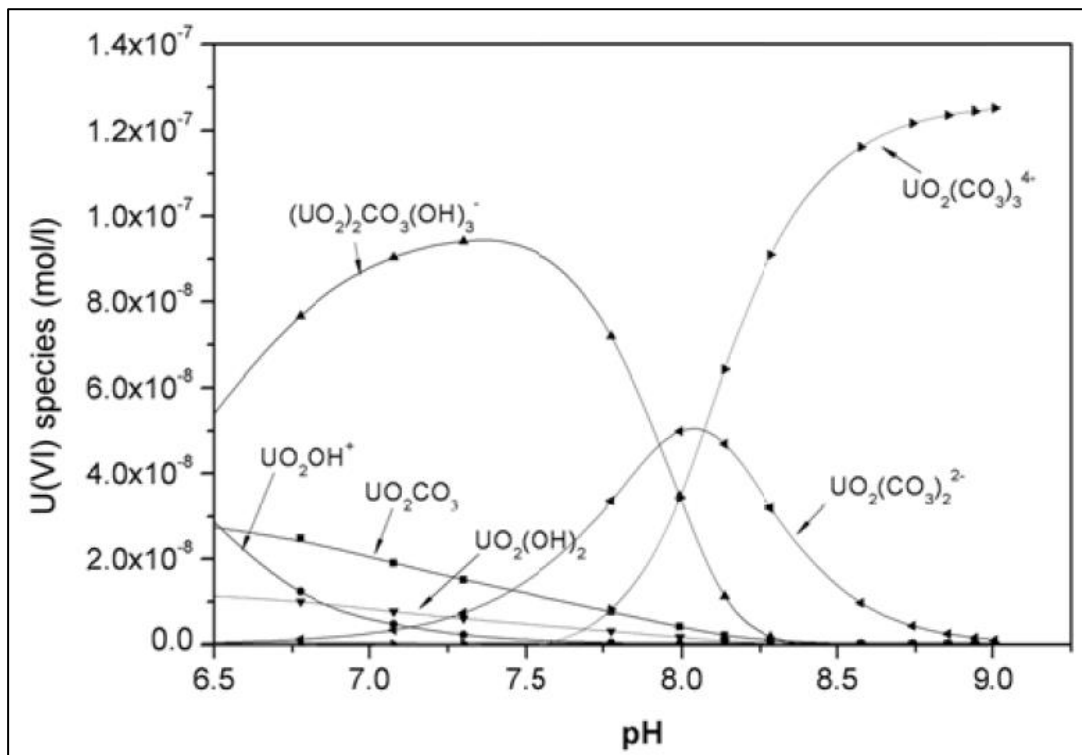
Det er kun målestasjonen i Maurtubekken som overstiger akseptkriteriet på $30 \mu\text{g/L}$ uran i målte snittkonsentrasjoner (tall fra NIBOS årsrapporter og registreringer i databasen Vannmiljø (6)). Fra samløpet mellom Myrer- og Maurtubekken og ned til Stensrubbekken tilsier beregning, basert på vannføringer og analyseresultater, at akseptkriteriet ofte vil være overskredet.



Figur 5-2. Gjennomsnittlige konsentrasjoner målt av uran i bekkesystemene hetet fra Vannmiljø. Det er gjennomsnittlig data fra oppstart av målinger og frem til og med 2022 som er lagt inn i databasen og ligger til grunn for grafen. Som figuren viser, er konsentrasjonene av uran lave i bekkepunktene oppstrøms, og høyest i første målepunkt nedstrøms fyllingen på Åsland, før de deretter gradvis avtar i målestasjonene nedover i bekkesystemet.

6 SPESIERING OG KJEMISK GIFTIGHET

Uran er et metall som forekommer naturlig i miljøet. Når uran løses i vann oppstår det en likevekt mellom (UO_2^{2+}) og hydrerte (UO_2OH^+) uranylioner, avhengig av vannkjemien, inkludert pH, løst organisk karbon (DOC) og alkalinitet. Figur 6-1 viser et diagram med spesiering av uran.



Figur 6-1. Ved høy pH (basisk) vil kalsium-uranyl-karbonat-komplekser kunne utgjøre en større andel av total mengde løst uran i vann. Figur fra Drage og Kennedy (7), som igjen refererer til Nair and Merkel 2011 (8).

Hardheten på vannet korrelerer med utlekkingen av uran fra fyllingen på Åsland. Som vist i Figur 10, kan det antas at vannet nedstrøms fyllingen er hardt når det er mest uran i utslipp.

Sheppard *et al.* (5) beskriver at hardheten til vann har betydning for tålegrensen for ferskvannsfisk. Det beskrives at PNEC¹ for ferskvannsfisk kan settes til 400 µg U/L for fisk i bløtt vann, 2800 µg U/L for fisk i moderat hardt vann og 23000 µg U/L i hardt vann. Disse tålegrensene overholdes i bekkene nedstrøms fyllingen på Åsland. Det er heller ikke påvist fiskehabitater så langt oppe i bekkestrengene

For eksponering av pattedyr (hunder, annet dyreliv) vises det også til Sheppard *et al.*, drikkevannsgrensen til WHO på 30 µg/L samt at vannet ikke brukes til drikkevann. Toksikologisk effekt kan oppstå som nyreskader og ved påvirkning på vekst og utvikling hvis vannet brukes som drikkevann over tid. Finske studier har vist at en befolkning med eksponering opp mot 148 g/L ikke medførte helseplager (nyreskader) i forhold til lavere eksponerte befolkningsgrupper (9). Dette er høyere enn konsentrasjoner målt i bekker nedstrøms Åsland. Og selv om det er lite studert, oppgis fugler å være 100 ganger mindre følsomme for eksponering av uran enn pattedyr.

Eksponering for mennesker, dyreliv rundt bekkene og fisk, vurderes som liten og omtales derfor ikke videre.

Virvelløse dyr

De mest følsomme organismene for uran i vannmiljø er virvelløse ferskvannsdyr og ferskvannsplanter. PNEC for virvelløse ferskvannsdyr og ferskvannsplanter er iht. Sheppard *et al.* satt til 5 µg uran pr. liter, og tålegrensen er ikke knyttet til vannets hardhet slik som for fisk (11). Ifølge tilbakemeldinger fra DSA er ikke radioøkologisk risiko sentral ved uranverdier < 30 µg/L.

Uran bioakkumulerer i fisk, men det biomagnifiserer ikke i næringsnettet (13). Det betyr at uran som tas opp i bunndyr vil akkumulere i bunndyrene over tid, men at uran ikke vil oppkonsentreres i andre dyr som beiter på bunndyrene. I studien utført av Kraemer og Evans (14) ble det funnet høyere nivåer av uran i fisk som beitet krepsdyr og insekter (bunndyr) enn i fiskespisende fisker, men det ble også observert biofortynning i næringsnettet. Biofortynning betyr at veksten hos fiskene var raskere enn konsentrasjonsøkningen fra uranet som ble tilført via maten.

I 2016 ble det gjort en variasjonsstudie av miljøkvalitetsstandarder (EQS- verdier) satt etter Vannrammedirektivet i EU av respektive medlemsland (15). Studien fokuserte på AA-EQS² i ferskvann. AA-EQS og MAC-EQS³ settes for å beskytte vannlevende organismer fra hhv. kroniske effekter og akutte effekter. Seks medlemsland oppgav å ha satt en AA-EQS for uran i ferskvann. Disse hadde et spenn i grenseverdier 0,015 µg/L til 24 µg/L som høyeste verdi. I Sverige ble det i 2019 satt en AA-EQS på 0,17 µg/L over bakgrunnsverdi og en MAC-EQS på 8,6 µg/L over bakgrunn (16). Utgangspunktet for beregningene er typisk skadepotensial på Daphnier (vannlopper), en gruppe som primært er knyttet til stillestående vann (dammer/innsjøer). Norge har til sammenligning støttet seg på WHO's grense for drikkevann på 30 µg/L uran i vedtak og praksis fra Miljødirektoratet i én sak i senere tid.

Den kjemiske toksisiteten til naturlig uran er langt mer skadelig enn den potensielle miljøpåvirkningen gjennom aktiviteten. Følgelig er EQS- verdier for land i Europa som har satt seg slike også basert på økotoksisiteten til uran som kjemikalium og dekker ikke radioaktivitet (17). Radioøkologisk risiko (påvirkning på livet i vannmiljø fra stråling) i vann i bekkene nedstrøms Åsland er tidligere vurdert med ERICA- verktøyet⁴, både av Multiconsult (juni 2023) og av AMPHOS (september 2023).

Rapporteringsgrenser i målemetoder er imidlertid for høy for datternuklider av uran, noe som betyr at faktiske konsentrasjoner ikke kan måles i sigevannet på Åsland. Disse nuklidene gir betydelig utslag på radioøkologisk risiko. Analyseresultatene blir dermed ikke gode nok til at modellen blir treffsikker for vurdering av effekter fra disse nuklidene. Selv om man gjør kvalifiserte vurdering av verdier for datternuklidene og setter dem lavere enn rapporteringsgrenser blir usikkerheten fremdeles høy.

NIBIOs undersøkelser viser at det finnes bunndyrfauna i bekkestrengene på Åsland (Figur 6-2). Disse har en øvre tålegrense for uran. Ettersom konsentrasjonene av uran i vann har holdt seg på samme

¹ PNEC = Predicted no effect concentration

² AA-EQS = Annual average - environmental quality standard, dvs. aritmetisk gjennomsnittsverdi over et år

³ MAC-EQS = Maximum acceptable concentration - environmental quality standard, dvs. den høyeste aksepterte enkeltmålingen som kan inngå i AA-EQS

⁴ <https://erica-tool.com/>, et modell-verktøy for vurdering av radioøkologisk risiko for organismer i jord, ferskvann og sjø.

Oppsummert viser litteraturen at det er bunndyrene ved og i bekkene på Åsland som er de mest sårbare organismene som eksponeres. I dagens situasjon ligger konsentrasjonen i Maurtubekken markert høyere enn PNEC-verdier som er funnet. I Maurtubekken er gjennomsnittskonsentrasjonen 6 ganger over svensk MAC-EQS og 11 ganger over PNEC fra Sheppard *et al.* I Myrerbekken er gjennomsnittskonsentrasjonen ca. det dobbelte av svensk MAC-EQS og ca. tre ganger over PNEC fra Sheppard *et al.* Myrerbekken er likevel innenfor den høyeste foreslåtte EQS-verdien fra EUs variasjonsstudium (15).

Et akseptkriterium på 30 µg/L uran ligger i overkant av hva effektstudier angir som akseptable miljøkonsentrasjoner mht. kjemisk giftighet, men som målinger i resipientene viser, vil en resipientkonsentrasjon på 30 µg/L i de øvre to bekkestrengene gradvis modereres nedover i bekkene.

Resultatene viser at den økologiske tilstanden mht. bunndyr holder seg nokså stabil og at bunndyrfaunaen dermed synes å ha tilpasset seg rådende forhold i bekkene. For eksempel domineres antallet døgnfluer i 2023 sterkt av arten *Baëtis Rhodani* (540 stk.), som er en meget vanlig art og forholdsvis forurensningstolerant. Arten viser stor spennvidde mht. fysiske og kjemiske forhold (14). Det er også påvist en annen svært vanlig art (lansettdøgnflue, *Centroptilum luteolum*), men i mindre mengder (104 stk.).

Den økologiske tilstanden for bunndyr oppfyller imidlertid ikke miljømålet i vannforskriften (god økologisk tilstand). Det er svært vanskelig å anslå effekten av kun urankonsentrasjoner på bunndyrresultatene. Konsentrasjonene har åpenbart ikke vært så høye at tilstandsklassifiseringen har blitt forringet ilt. overvåkningsperioden. Men resultatene fra samløpet mellom Myrer- og Maurtubekken gir lavest score på ASPT-indeks, og dette kan ha en sammenheng med at vannkvaliteten i denne bunndyrstasjonen har vært dårligst over tid.

Det er likevel ikke tvil om at tilstanden for bunndyr reflekterer den samlede belastningen bekkene har hatt i lang tid; omformede og rørlagte bekkestreknings oppstrøms bunndyrstasjonene, utslipp fra anleggsvirksomhet, tilførsel av veivann med tidvis høyt kloridnivå fra E6 og tidligere kloridholdig smeltevann fra Oslo kommunes snødeponi. Det er derfor ikke mulig å anslå effekten fra uran isolert eller hvor stor forbedring en reduksjon av urankonsentrasjonene vil gi på bunndyrfaunaen. Lavere urankonsentrasjoner vil derfor være en av faktorene som reduserer samlet belastning.

REFERANSER

1. **NVE.** NEVINA. [Internett] [Sisert: 5 3 2024.] <http://nevina.nve.no/>.
2. **Aas-Jakobsen.** *Follobanen, tunnelstrekning. Underbygning. Notat: Anvendelse av steinmaterialer.* 2011. UFB-30-A-32541.
3. **IAEA.** *The Environmental Behaviour of Uranium.* 2023. Tech. Report Series: 488.
4. **Dahl, Marianne.** *Investigations of Geotechnical Properties of TBM Spoil from the Follo Line Project.* 2018.
5. **Miljødirektoratet.** *Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn.* 2024. M-2173.
6. **Statsforvalteren i Oslo og Viken.** *Tillatelse etter forurensningsloven til snødeponi på Åsland i Oslo kommune.* 2022. Tillatelsesnummer: 2023.0110.T.
7. **NIBIO.** *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport for 2023.* 2024. NIBIO Rapport. VOL.:10, NR.:32.
8. **Miljødirektoratet.** *Vannmiljø.* [Internett] [Sisert: 15 3 2024.] <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>.
9. **Kennedy, Drage and.** *Occurrence and mobilization of uranium in groundwater in nova scotia.* s.l. : Geo Montreal, 2013.
10. **Merkel, Nair and.** *Effect of Mg-Ca-Sr on the sorption behavior of uranium (VI) on silica.* s.l. : Technische Universität Bergakademie Freiberg.
11. **Sheppard et. Al.** *Derivation of ecotoxicity thresholds of uranium.* France : Journal of Environmental Radioactivity, 2004.
12. **Folkhelseinstituttet (FHI).** <https://www.fhi.no/sm/drikkevann/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/?term=#uran-u>.

13. **Terum, B., Ø.** *Uptake of uranium in Atlantic salmon (Salmo salar) – aqueous exposure.* s.l. : NMBU, 2020. Master`s Thesis .

14. **L. D. Kraemer og Evans, D.** *Uranium bioaccumulation in freshwater ecosystems: Impact of feeding ecology.* *Aquatic Toxicology* 124-125, p. 163-170., 2012. s.l. : Aquatic Toxicology, 2012.

15. **Danish center for environment and energy.** *European environmental quality standards (eqs) variability study.* Denmark : s.n., 2016.

16. **Havs- och vattenmyndighetens författningssamling.** *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten;* 2019. HVMFS 2019:25.

17. **Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM.** *Water quality standards for uranium : Proposal for new standards according to the Water Framework Directive.* Nederland : s.n., 2014.

18. **Brittain, JE. & Saltveit, SJ.** *Bruk av bunndyr i vassdragsovervåkning.* s.l. : VANN, 1984. VANN-1-84.

7 DOKUMENTINFORMASJON

8 Endringslogg

Rev.	Endring
00C	Første utgave