

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

Författare:	LKAB Andreas Björkman Annika Zachrisson Liselotte Olausson Emma Nyberg Sara Töyrä	Sweco Andreas Aronsson Ann-Christine Larsson Erika Nilsson Emma Johansson Leif Axenhamn Li Videkull Uno Strömberg Bergab Karin Törnblom Johan Larsson
Uppdragsgivare:	Magnus Backe	
Får publiceras:	Ja	
Granskad av:	Andreas Björkman Annika Zachrisson Hans Engberg	Lotta Lauritz Johan Siikavaara Linnéa Sjölund
Godkännande av:	Linda Bjurholt	
Utredning till:	Anders Nordqvist Dick Carlsson Frida Keskitalo Göran Heikkilä Håkan Selldén Jan Carlsten Jan Eriksson, Alrutz Advokatbyrå Johan Mäkitaavola Johanna Nordin Katarina Oja Klas Nehrman Leif Krekula	Matthias Wimmer Mats Aunes Mikael Myrzell Mikael Stålnacke Mirjana Boskovic Nils Stenberg Sophie Danilov Stefan Lahti Susanne Roslin Susanne Rostmark Tomas Kohkoinen Ulf B Andersson
Sammanfattning till:	Niklas Johansson Grete Solvang-Stoltz Jan Moström Jan Lundgren	Magnus Backe Markus Petäjämänen Michael Palo Stefan Hämmäläinen

Miljökonsekvensbeskrivning - Ansökan om nytt tillstånd avseende verksamheten inom Kiirunavaara industriområde, Kiruna kommun

Handläggare | Avd/Sektion
Andreas Björkman | Miljö
D 0970-764 56
E andreas.bjorkman@lkab.com

Tabell 16. Effektvärden för övriga ekologiskt relevanta ämnen.

Ämne	Effektvärde	Kommentar
Klorid	120–640 mg/l (kronisk resp. akut toxicitet).	Vägledning från British Columbia (Water quality Guidelines British Columbia).
Fluorid	Riktvärde 2,1 mg/l.	Beräknat från ekvation i vägledning från British Columbia
Nitritkväve	0,02 - 0,20 mg/l. Effektvärdet beror av kloridhalt.	Vägledning från b. la British Columbia.
TDS	Det finns inga beslutade bedömningsgrunder.	Jämfört med enskilda internationella studier är halterna som förekommer i Rakkurisystemet tydligt förhöjda.

6.2.2.3.1 Uran

Uranhalter som överskrider bedömningsgrund enligt HVMFS 2019:25

Överskottsvattnet som bräddas ifrån klarningsmagasinet innehåller uranhalter som är kraftigt förhöjda (14–18 µg/l, upplöst halt under 2014–2016) jämfört med den naturliga bakgrundshalten (0,03 µg/l) för uran i Rakkurisystemet. Källan till uranet i det bräddade vattnet är upplösning av uranmineral i berggrunden och uranet transporteras sedan med gruvvattnet som länshålls ur gruvan. Gruvvattnet nyttjas som processvatten för förädlingsverksamheten och uranet transporteras därför via processvatten- och dammsystemet innan det slutligen når Rakkurisystemet och Kalixälven genom det överskottsvatten som bräddas. Havs- och vattenmyndigheten har klassificerat uran som ett SFÄ (Särskilda Förorenande Ämnen) med en bedömningsgrund på 0,17 µg/l + naturlig bakgrund (HVMFS 2019:25), vilket innebär en lokal bedömningsgrund i Rakkurisystemet på 0,20 µg/l som årsmedelvärde. Dessutom gäller att enskilda maxvärden inte får överstiga 8,6 µg/l.

Om den uppmätta halten totalt löst uran jämförs mot bedömningsgrunden enligt HVMFS 2019:25 överskrider årsmedelvärdet i bedömningsgrunden (0,20 µg/l) i hela Rakkurisystemet ned till Kalixälven, men inte i Kalixälven. Maxvärdet överskrider däremot inte i någon del av recipientsystemet under

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

någon del av året. Detsamma gäller för recipienterna på andra sidan vattendelaren dvs. Luossajärvi, Luossajoki och Pahtajoki.

Recipientkontroll och utvärdering av biologiska index och parametrar

Trots de förhöjda uranhalterna, med årsmedelvärden som vid en jämförelse med totalt upplöst uran är omkring 50 ggr högre än bedömningsgrunden i Mettä Rakkurijärvi och ca 15 ggr högre än bedömningsgrunden i slutet av Rakkurisystemet, har ingen tydlig påverkan på biologin i Rakkurisystemet observerats inom ramarna för det ordinarie kontrollprogrammet. Den begränsade påverkan som observerats är relaterad till en förhöjd näringsstatus i sjöarna, som avspeglas i måttlig status för växtplankton (äldre parameter, cyanobakterier) samt ovanligt hög konditionsfaktor för abborre, som väger för mycket i förhållande till längden. Övriga fiskarter som gädda och sik uppvisar dock något för låg konditionsfaktor, så effekterna är inte entydiga. Kiselalger har uppvisat hög eller god status de senaste provtagningstillfällena och visar en stigande trend. Även bottenfaunan uppvisar hög eller god status. Sammanfattningsvis uppvisar de biologiska index och parametrar som används inom vattenförvaltningen inga tecken på effekter på biologin som kan kopplas till toxiska ämnen i recipient.

Med anledning av de avvikelser som har noterats hos abborre i Rakkurijärvi har LKAB låtit utföra en rad utredningar under 2018 och 2019, både litteraturstudier och undersökningar på fisk i sjöarna (se Bilaga B70). För närvarande saknas en vederhäftig förklaring till observationerna, varför slutsatser kring orsaker i nuläget inte kan dras. Det kan dock noteras att uranhalterna i Luossajärvi är mer än dubbelt så höga som i Rakkurijärvi, utan att deformationer hos abborre (eller andra arter) har kunnat konstateras i Luossajärvi.

Toxicitetstester

För att undersöka mer om toxiciteten hos LKAB:s bräddvatten och det påverkade recipientvattnet utfördes biologisk karaktärisering av laboratoriet Toxicon under vintern 2016/17 (Bilaga B6). Proven togs ut från bräddvattendiket (KVA 141), från utloppet från Mettä Rakkurijärvi (KVA 36) och från utloppet från Rakkurijärvi (KVA 02). Halterna av uran (total upplöst halt) var 17,1 µg/l, 8,28 µg/l och 3,35 µg/l i respektive prov. Toxicon utförde både subkroniska/kroniska och akuttoxiska tester för samtliga testvatten. För de subkroniska/kroniska testerna användes organismer från tre trofnivåer: grönalgen *Pseudokirchinella subcapitata*, kräftdjuret *Daphnia magna* och fisken (ägg och yngel) *Danio rerio* (zebrafisk). I akuttoxiska

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

tester kan inte fisk testas av etiska skäl, men försök utfördes med de andra testorganismerna. Baserat på EC50-värdet² kan den akuta toxiciteten för grönalgen och kräftdjuret beskrivas som försumbar och baserat på NOEC-värdet³ för grönalgen, kräftdjuret och fisken kan den även den subkroniska/kroniska toxiciteten beskrivas som försumbar (Helgesson m.fl 2017), se Tabell 17 och 18.

Tabell 17. Resultat från akuttoxiska tester utförda med vatten från bräddvattendiket (Bräddpunkt), utloppet Mettä Rakkurijärvi och utloppet Rakkurijärvi. Resultaten avser dödlighet gällande grönalgen och rörelsehämning gällande kräftdjuret. Från Helgesson m fl. 2017.

Prov	ErC ₅₀ (%v/v) för grönalgen <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (72 timmar)	EC ₅₀ (%v/v) för kräftdjuret <i>Daphnia magna</i> (48 timmar)
Rakkurijärvi	>90	>90
Mettä-Rakkurijärvi	>90	>90
Bräddpunkt	>90	>90

Tabell 18. Resultat från subkroniska/kroniska tester utförda med vatten från bräddvattendiket (Bräddpunkt), från utloppet Mettä Rakkurijärvi och från utloppet Rakkurijärvi. Från Helgesson m fl. (2017).

Prov	NOEC (%v/v) för tillväxthämning av grönalgen <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (72 timmar)	NOEC (%v/v) för reproduktion av kräftdjuret <i>Daphnia magna</i> (21 dagar)	NOEC (%v/v) för ägg och yngel från zebrafisk, <i>Danio rerio</i> (7 dagar)
Rakkurijärvi	90	90	100
Mettä-Rakkurijärvi	90	90	100
Bräddpunkt	90	90	100

² EC50 – den koncentration av ett ämne som leder till effekter hos 50 % av de testade individerna

³ NOEC – (No Effect Concentration) den koncentration varvid inga effekter kan observeras

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

Speciering genom geokemisk modellering

Eftersom varken biologiska indikatorer i recipientsystemet eller standardiserade toxicitetstester som utförts på laboratorium visar på någon toxisk respons blev nästa utredningssteg att undersöka fördelningen av uranets förekomstformer i de vattenprov som togs ut för analys. Förekomstformerna och förekomstformernas variation vid olika pH-intervall analyserades initialt av Walder och Embile (2018) med programvaran Phreeqc-v3 (US Geological Survey) med den termodynamiska databasen Minteq4 och med modellen Medusa (Puigdomenech 2004), Bilaga B7. Resultaten visade att den absolut största andelen av uranet (>95 %) förelåg som uranylkarbonat ($\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$).

Fördjupade litteraturundersökningar och specieringsberäkningar genomförda av Kemakta, också med programmet Phreeqc (Parkhurst och Appelo 1999, 2013), har visat att uran uppträder i form av uranylkarbonater, men främst i form av kalciumuranylkarbonater (Höglund, 2018). Skillnaden i gentemot resultaten från Walder och Embile (2017) bedöms bero på att den termodynamiska databas för uran som Kemakta använt är mer komplett. Denna bedömning stöds även av publicerade modelleringresultat (Vercouter m.fl., 2015).

En uppdatering av de kemiska specieringsberäkningarna har genomförts av Höglund 2020, Bilaga B52) med programmet Spana (Puigdomenech 1983, 2000). I beräkningarna har sammansättningen på väsentliga vattenkemiska parametrar i vattnet, t.ex. pH och karbonat, antagits i koncentrationer som är relevanta för de halter som förekommer i LKAB:s process- och recipientvatten. För att studera specieringens känslighet för variation i de vattenkemiska parametrarna har beräkningar utförts med olika parametervariationer. Följande betingelser har antagits vara rimligt representativa i LKAB:s process- och recipientvatten:

- Karbonat 1 mM (60 mg/L)
- Sulfat 10 mM (960 mg/L)
- Kalcium 10 mM (400 mg/L)
- Uran 0.1 μM (24 $\mu\text{g/L}$)
- pH 7 – 8.6

Den termodynamiska databasen i programmet Spana har kompletterats med data för två kalciumuranylkarbonatspecies som hämtats från den termodynamiska databasen Thermochimie v9 (Giffaut mfl. 2014):

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

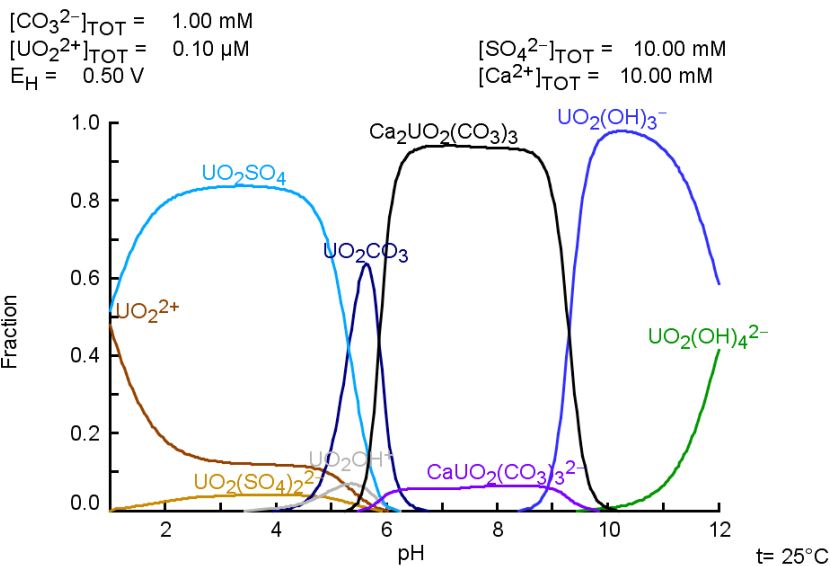
D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

- $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$ log K 27.18
- $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$ log K 30.7

I beräkningarna har eventuell utfällning av fasta uranmineral uteslutits.

I den första variationsberäkningen har pH varierats över hela intervallet 1–12 i 1000 steg. Det pH-intervall som främst har relevans är mellan 6 och 8. Vid lågt pH ~ 1 dominerar uranysulfat och den fria uranyljonen. Redan vid $\text{pH} > \sim 1.5$ dominerar uranysulfat. Mellan pH 5 och 6 uppträder uranylkarbonat, UO_2CO_3 . Inom intervallet pH 6–9 dominerar kalciumuranilkarbonatkomplexet $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$. Vid $\text{pH} > 9$ uppträder uranylhydroxidkomplex. Resultaten redovisas i Figur 44.



Figur 44. Variationsberäkning av specieringen av uranyljoner vid olika pH.

Karbonathalten är en viktig komponent för specieringen av uranyljoner. En serie variationsberäkningar för olika karbonathalter i 1000 steg har därför genomförts vid valda konstanta pH-värden.

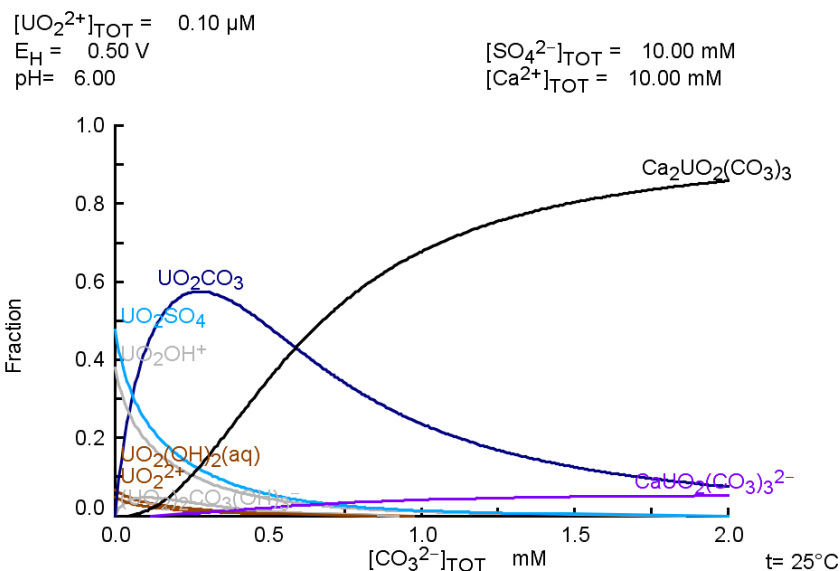
Vid konstant pH 6 dominerar uranysulfatjoner vid karbonathalter $< \sim 0.1 \text{ mM}$, se Figur 45. Vid ökande karbonathalt uppträder uranylkarbonat och vid karbonathalter $> \sim 0.6 \text{ mM}$ dominerar $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3$.

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com



Figur 45. Variationsberäkning av specieringen av uranyljoner vid olika karbonathalter vid pH 6.

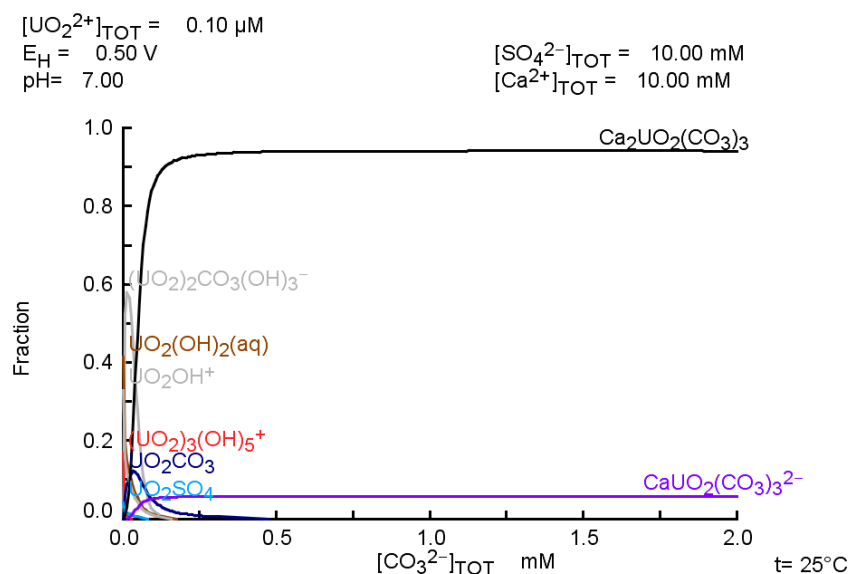
Vid konstant pH 7 dominerar uranylkarbonat- och uranylhydroxidjoner vid karbonathalter $< \sim 0.05$ mM, se Figur 46. Vid karbonathalter $> \sim 0.05$ mM dominerar $Ca_2UO_2(CO_3)_3$.

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com



Figur 46. Variationsberäkning av specieringen av uranyljoner vid olika karbonathalter vid pH 7.

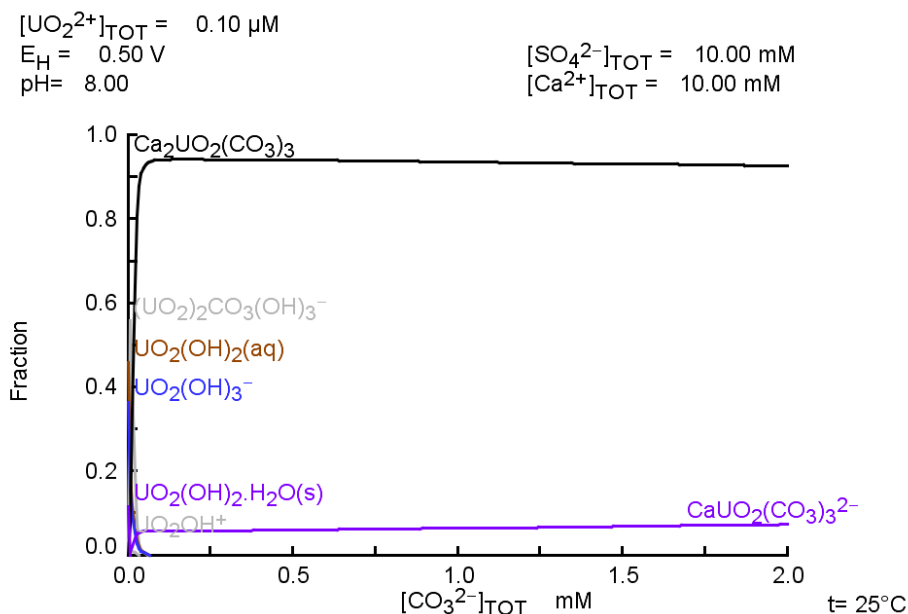
Vid konstant pH 8 dominerar uranylkarbonat- och uranylhydroxidjoner vid mycket låga karbonathalter $< \sim 0.03$ mM, se Figur 47. Vid karbonathalter $> \sim 0.03$ mM dominerar $Ca_2UO_2(CO_3)_3$.

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com



Figur 47. Variationsberäkning av specieringen av uranyljoner vid olika karbonathalter vid pH 8.

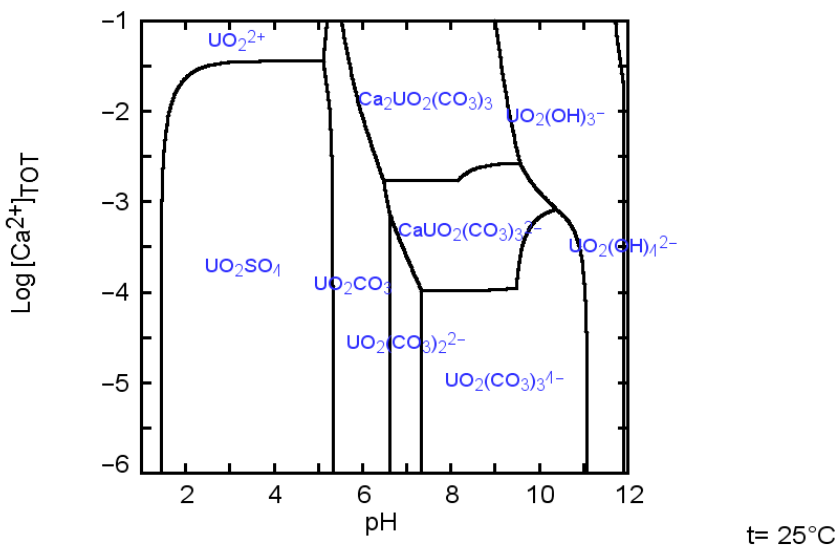
En variationsberäkning har gjorts där både pH och kalciumhalten har varierats vid konstant karbonathalt 1 mM. Diagrammet i Figur 48 sammanfattar $\sim 10^6$ beräkningssteg. Resultaten visar att kalciumuranylkarbonat dominerar specieringen vid de förhållanden som kan bedömas relevanta (pH 7–8; Ca 10 mM). I dessa beräkningar har aktivitetskorrektion med Davies metod för de olika lösta species använts.

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

 $I = \text{varied}$
 $[\text{UO}_2^{2+}]_{\text{TOT}} = 0.10 \mu\text{M}$
 $E_H = 0.50 \text{ V}$
 $[\text{SO}_4^{2-}]_{\text{TOT}} = 10.00 \text{ mM}$
 $[\text{CO}_3^{2-}]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$


Figur 48. Variationsberäkning av specieringen av uranyljoner vid olika kalciumhalter och vid olika pH. Aktivitetskorrektion enligt Davies metod.

Resultaten visar att inom en stor del av de parameterintervall som är relevanta för LKAB:s process- och recipientvatten dominerar de kalciumuranylkarbonatspecies som lagts till i databasen. Detta överensstämmer med resultaten från de beräkningar som redovisats i Höglund (2018) som utförts med annan geokemisk modell. Jämförelsen visar att de tidigare rapporterade resultaten av Walder och Embile (2017) ger god samstämmighet med de specieringsresultat som redovisades av Höglund (2018) då även kalciumuranylkarbonatkomplex inkluderas i beräkningsmodellen.

Grunden för gällande bedömningsgrund

2014 gav det nederländska hälso- och miljöinstitutet, *Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu* (RIVM) ut en rapport med förslag till EQS-värden (environmental quality standards) för uran. I rapporten presenterar RIVM ett generellt EQS-värde för uran på 0,17 $\mu\text{g/l}$ som i princip ska skydda samtliga vattenlevande organismer med avseende på kronisk urantoxicitet.

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

Vid framtagande av bedömningsgrunden har RIVM gjort antagandet att uranet i de utredningar som ingått i studien varit i biotillgänglig form. Detta stöds bl.a. av att RIVM systematiskt valt att utvärdera tester utförda på vatten med lågt pH (<7), låga halter DOC (vanligen <2 mg/L), samt med hårdhet och alkalinitet på så låga nivåer att de bedömts ge liten inverkan på toxiciteten (Höglund, 2018). Flera av undersökningarna som används i framtagandet av det nederländska EQS-värdet presenterar toxiska effekter först vid uranhalter betydligt högre än 0,17 µg/l, men det förekommer även studier som visar på lägre effektnivåer vilket har gett utslag i den sammanvägda bedömningen av EQS-värdet.

RIVM poängterar att utvecklingen av Biotic Ligand Modelling (BLM) som används bl.a. för att beräkna biotillgängliga fraktioner av koppar och zink kan komma att användas även för uran i framtiden, då ett större dataunderlag finns tillgängligt.

Sammanfattningsvis har framtagandet av EQS-värdet för uran har gjorts utifrån ett medvetet förenklat antagande att allt uran förekommit i biotillgänglig halt då det inte funnits dataunderlag som visat på vilka olika uranspecies som ingått i de olika studierna. EQS-värdet måste därför anses gälla biotillgängligt uran.

Av de underlag för HaV:s beslut att i HVMFS 2019:25 införa en bedömningsgrund på 0,17 µg/l för uran som årsmedelvärde, framgår klart att värdet är baserat på RIVM:s underlag och framtagna EQS-värde. I enlighet med resonemanget ovan avser även den svenska bedömningsgrunden egentligen uran som föreligger i biotillgänglig form.

Toxicitet och förekomstformer

Ämnen som kan passera biologiska membran (biotillgängliga ämnen) är ofta små och positivt laddade. Då specieringsberäkningarna ovan visar att uranet kopplat till LKAB:s verksamhet i Kiruna till stor del föreligger som karbonatkomplex, som är stora joner och dessutom neutrala eller negativt laddade finns det anledning utreda vilken eller vilka förekomstformer av uran som kan vara biotillgängliga.

En omfattande litteraturstudie (Höglund, 2018) har utförts för att titta i detalj på metodik för framtagande av olika EQS-värden för uran och modelleringar av förekomstformer har utförts, där även humus- och fulvosyror (DOC) ingått i databasen. Nedan följer en sammanfattning av utredningen som finns att läsa i sin helhet i Bilaga B8.

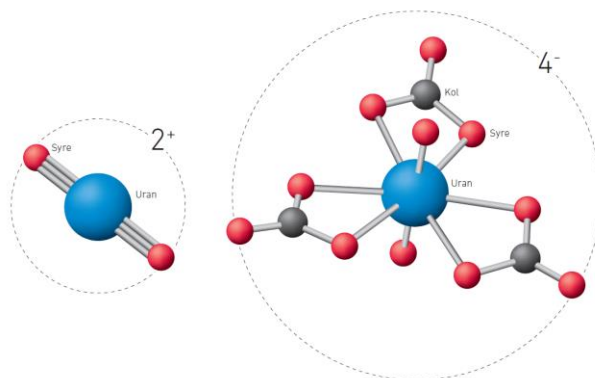
Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

Höglund (2018) konstaterar att det är uranyljonen (UO_2^{2+}) och uranylhydroxidjonen (UO_2OH^+) som är de förekomstformer som är mest biotillgängliga och därmed potentiellt toxiska för vattenlevande organismer. Tillsammans förklarar dessa två jonformer 97,5 % av den toxiska responsen, men med sämre korrelation när de testas var för sig (Markich mfl. 2000; CCME 2012). En illustration av uranyljonen och den i LKAB:s vatten förekommande uranyltrikarbonatjonen visas i Figur 49.



Figur 49. Jämförelse mellan den positivt laddade uranyljonen och den negativt laddade uranyltrikarbonatjonen.

Ser man till vattenkemin i LKAB:s bräddprocessvatten och vattenkemin i de mottagande sjöarna och vattendragen (detta gäller samtliga LKAB:s recipientsystem) framgår att denna skiljer sig väsentligt från den vattenkemi som förekommit i merparten av testerna som används i RIVM:s sammanställning. Skillnaderna är framförallt högre halter av kalciumjoner och högre alkalinitet i LKAB:s bräddvatten och recipienter. I de naturliga vattnen tillkommer dessutom den viktiga parametern DOC som effektivt komplexbinder uranjoner. Samtliga dessa parametrar spelar stor roll för förekomstformen av uran och därmed för biotillgänglighet och potentiell toxicitet. Att tester utförs med en förenklad vattenkemi är i sig inte konstigt, eftersom det är just effekten av urantoxicitet som studerats. Det är däremot viktigt att beakta att den vattenkemi som används för att testa urantoxiciteten inte nödvändigtvis representerar ett naturligt vatten och framförallt inte ett vatten som är påverkat av förhöjda halter av många element, som normalt är fallet för gruvrecipienter.

Höglund (2018) har modellerat förekomstformerna av uran för de vattenprover som Toxicon utförde biologisk karakterisering av.

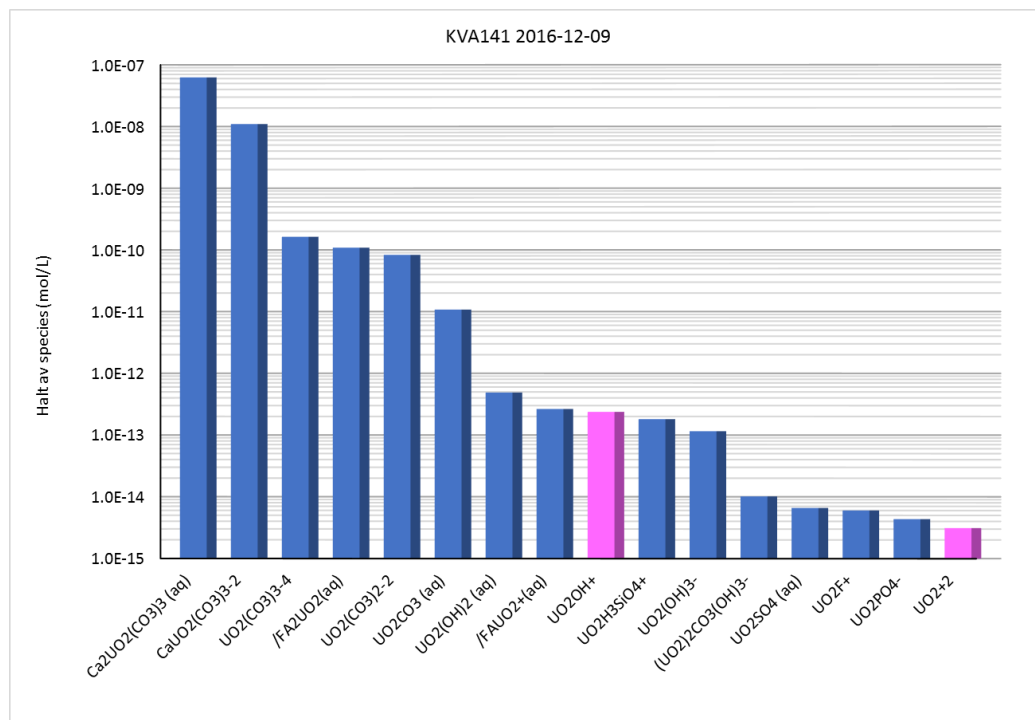
Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

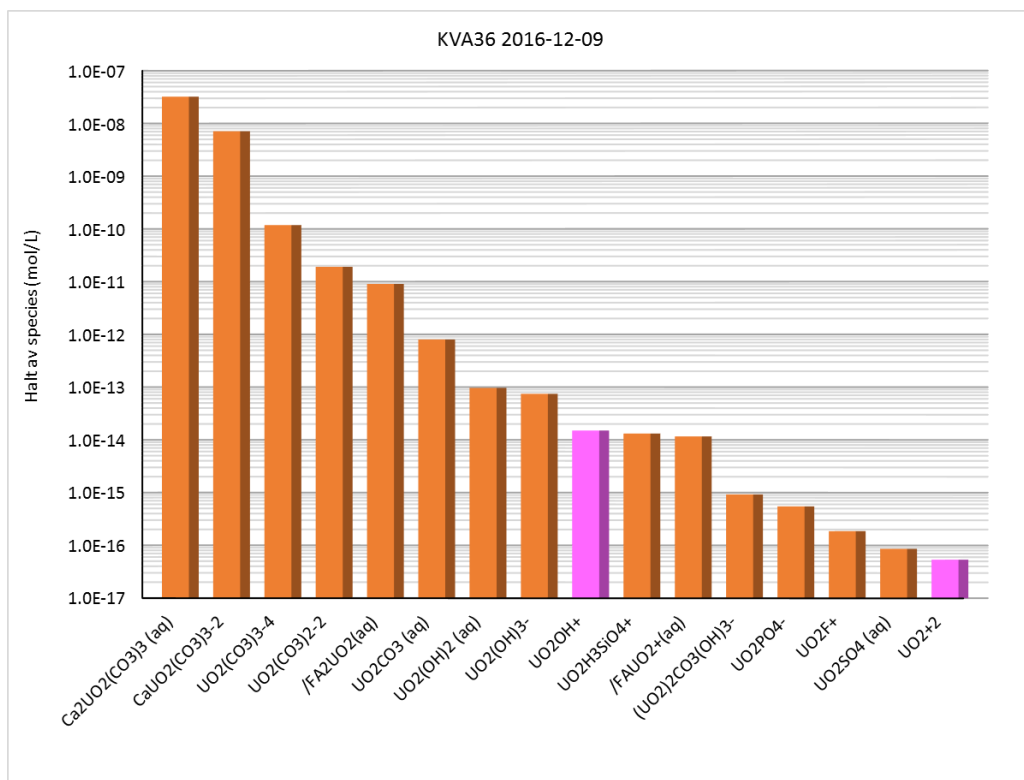
E andreas.bjorkman@lkab.com

Modelleringen gjordes med programvaran Phreeqc, med databasen Thermochemie (Giffaut mfl. 2014) och även med programvaran VisualMinteq (Gustafsson 2015). I vattnet från bräddvattendiket (KVA141) var den lösta halten av uran 17,6 µg/l, medan summan av de biotillgängliga/toxiska förekomstformerna var 0,00006 µg/l (0,00033% av det lösta uranet). I utloppet från Mettä Rakkurijärvi (KVA36) var summan av de biotillgängliga/toxiska förekomstformerna 0,0000036 µg/l (0,00004% av det lösta uranet) (Figur 50-Figur 52).



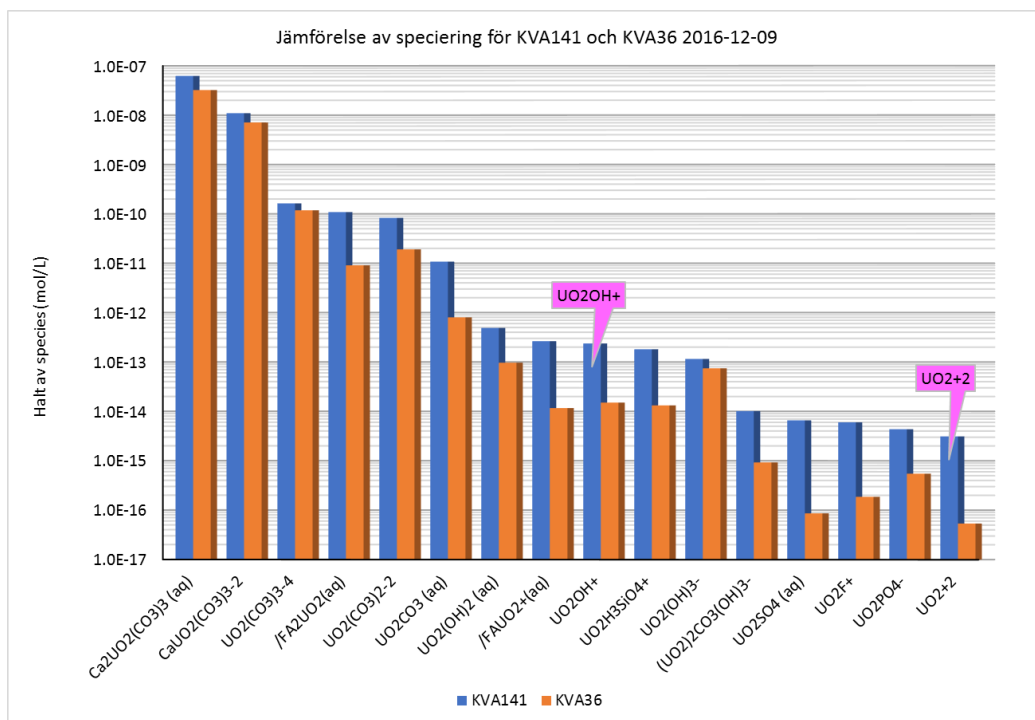
Figur 50. Förekomstformer av uran i bräddvattendiket (KVA141). De biotillgängliga/toxiska förekomstformerna är markerade.

Handläggare | Avd/Sektion
Andreas Björkman | Miljö
D 0970-764 56
E andreas.bjorkman@lkab.com



Figur 51. Förekomstformer av uran i utloppet från Mettä-Rakkurijärvi (KVA36). De biotillgängliga/toxiska förekomstformerna är markerade.

Handläggare | Avd/Sektion
 Andreas Björkman | Miljö
 D 0970-764 56
 E andreas.bjorkman@lkab.com



Figur 52. Jämförelse av halter av olika förekomstformer mellan bräddvattendiket (KVA141) och utloppet av Mettä-Rakkurijärvi (KVA36).

Höglund och Podlio (2018) utförde även två känslighetsanalyser av modelleringarna. I den ena känslighetsanalysen varierades koncentrationen av kalcium mellan 420 mg/l (den halt som det ursprungliga vattenprovet hade) och 0,1 mg/l och i den andra analysen varierades alkaliniteten mellan 50 mg HCO₃/l (den halt som det ursprungliga vattenprovet hade) och 1 mg HCO₃/l (Tabell 19 och 20). Den stora betydelsen som kalciumhalt och alkalinitet har för förekomstformerna av uran framgår tydligt då halterna av de biotillgängliga/toxiska förekomstformerna vid den uppmätta kalciumhalten 420 mg/l endast är 1/600 del av vad den skulle vara vid en kalciumhalt på 0.1 mg/l. På motsvarande sätt är halterna av de biotillgängliga/toxiska förekomstformerna vid den uppmätta karbonathalten 50 mg/l endast 1/15 000 del av vad den skulle vara vid en karbonathalt på 1 mg/l.

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

Tabell 19. Summa av toxiska uranförekomstformer vid olika kalciumhalt.

Kalciumhalt (mg/l)	420	10	1	0.1
Summa toxiska species (µg U/l)	3.7E-05	0,0063	0,018	0,022

Tabell 20. Summa av toxiska förekomstformer vid olika alkalinitet.

Alkalinitet (mg HCO ₃ /l)	50	10	1
Summa toxiska species (µg U/l)	3.7E-05	0,0047	0,59

Efter inlämningen av ansökan i juni 2018 har Kemakta fortsatt att undersöka urantoxicitet för LKAB:s räkning. I en uppföljande utredning (Höglund m.fl. 2020, Bilaga B68) undersöktes uranspecieringen i vatten vid ett antal publicerade toxicitetsstudier av uran. Den hypotes som undersöktes var om den kemiska specieringen kan ge en bättre förståelse för uranets toxiska egenskaper under olika betingelser och om detta kan utgöra en rimlig förklaringsmodell för de stora skillnader i toxicitet som rapporterats i olika toxicitetsundersökningar.

Urvalet av studier gjordes utifrån RIVM:s sammanställning av kroniska toxicitetsstudier avseende uran och specifikt utifrån studier där försöksorganismerna uppvisade hög känslighet, dvs. uppvisade effekter vid låga halter av uran. Dessa studier bedömdes vara intressanta att utreda då spannet för urantoxicitet inom forskningslitteraturen är brett och studierna med hög känslighet får betydande påverkan på framtagande av effektvärden och bedömningsgrunder (EQS). De undersökta studierna är:

Charles m.fl. 2002. The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*). *Aquat Toxicol* 60:61-73 (referens nr. 89 i RIVM:s sammanställning).

Franklin m.fl. 2000. pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*). *Aquat Toxicol* 48:275-289 (referens nr. 90 i RIVM:s sammanställning).

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

Trenfield m.fl. 2012. Dissolved organic carbon reduces uranium toxicity to the unicellular eukaryote *Euglena gracilis*. *Ecotoxicology*. 21:1013-1023 (referens nr. 93 i RIVM:s sammanställning).

Resultaten från Höglund m.fl. (2020) visar att specieringsberäkningarna ger en rimlig förklaringsmodell för toxicitetsresponsen i de studier som inkluderats i undersökningen. Undersökningen visade på överraskande god överensstämmelse mellan de beräknade halterna av biotillgängligt/toxiskt uran och de toxiska responser som rapporterats i litteraturen för de känsligaste organismerna. Överensstämmelsen är däremot låg mellan den totala lösta halten av uran och den toxiska responsen i samma försök. Exempelvis visade tester där alger av samma släkte, men skilda arter eller underarter undersöktes (vilket var fallet med Charles m. fl. 2002 och Franklin m. fl. 2000) att känsligheten för totalhalten uran var markant olika. Om istället de beräknade biotillgängliga/toxiska uranhalterna beaktades visade jämförelsen en relativt likartad toxisk respons hos de olika algerna.

Slutsats och LKAB:s tillämpning av resultaten

Resultaten från de geokemiska specieringsberäkningarna ger en tydlig indikation på att de kemiska betingelserna i toxicitetstesten måste beaktas vid bedömning av uranets toxiska effekt på vattenlevande organismer. Resultaten ger fortsatt stöd för en tolkning att bedömningsgrunden på 0,17 µg uran per liter vatten är satt till en nivå som är motiverad förutsatt att jämförelser görs mot summan av halterna av biotillgängliga/toxiska former av uran. Om värdet avser total löst halt uran, överskattas toxiciteten enligt resultaten i Kemaktas utredning. Det framgår också uttryckligen av dotterdirektivet avseende miljö kvalitetsnormer (2008/105/EC; del B avsnitt 3) att medlemsstaterna vid utvärdering av recipientdata får ta hänsyn till vattnets hårdhet, dess pH-värde eller andra parametrar för vattenkvalitet som påverkar en metalls biotillgänglighet. I den av EU publicerade vägledningen (Guidance Document No. 27; 2018) för framtagande av miljö kvalitetsnormer (EQS) för vatten uttalas också en stark rekommendation gällande biotillgänglighet när värden tas fram för metaller. LKAB anser därför att är summan av de biotillgängliga och därmed potentiellt toxiska förekomstformerna av uran som identifierats i de ovan beskrivna utredningarna, som är relevant att jämföra med bedömningsgrunden för uran i HVMFS 2019:25. I väntan på att beräkningen av biotillgängliga halter ska gå att göra med hjälp av ett användarvänligt modellverktyg, som exempelvis Bio-Met vilket idag används för bl.a. koppar och zink, får modellering av de toxiska

Handläggare | Avd/Sektion

Andreas Björkman | Miljö

D 0970-764 56

E andreas.bjorkman@lkab.com

förekomstformerna göras genom geokemisk modellering på sätt som har utförts i ovan redovisade utredningar. I föreliggande MKB används således modellerade halter av de biotillgänga fraktionerna vid jämförelse mot bedömningsgrunden och klassificering av vattenkvaliteten med avseende på uran för samtliga recipientsystem.

De biotillgängliga halter av uran som beräknades för pågående drift och alternativ Rakkuri inför att ansökan gavs in 2018 har inte räknats om inom ramen för arbetet med nu aktuella kompletteringar, detta eftersom vattenkemin trots vissa justeringar i allt väsentligt är densamma som låg till grund för de tidigare beräkningarna. De mindre justeringar i den modellerade vattenkemin som har gjorts bedöms inte ha någon påverkan av betydelse på halterna av biotillgänglig uran i redovisade scenarier. Däremot har beräkningarna kompletterats med modelleringar av ansökt verksamhet enligt *alternativ Kalixälv* (då bräddvattnet leds förbi Rakkurisystemet och direkt till Kalixälv) och långtidsscenario (efter avslutad och efterbehandlad verksamhet) för KVA36, utloppet Mettä Rakkurijärvi och i Kalixälven (Bilaga B74 A och B).

LKAB har presenterat kunskapssammanställningen om uran och metoden för utvärdering av framtida uranhalter för Havs- och vattenmyndigheten vid ett möte i Göteborg den 24 april och även för Bottenvikens vattenmyndighet den 28 maj 2018.

6.2.3 Grundvatten

Direktiv 2006/118/EG för grundvatten är ett dotterdirektiv till ramvattendirektivet och förvaltar skyddet av grundvatten. Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om miljökvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten (SGU FS 2013:2) med revidering (SGU FS 2016:1) ska tillämpas för utpekade grundvattenförekomster. I Bilaga 1 anges miljökvalitetsnormer för grundvatten som riktvärden, vilket innebär en koncentration av ett ämne i grundvatten som inte bör överstigas. Riktvärden finns för följande ämnen: arsenik, kadmium, bly, kvicksilver, ammonium, klorid, sulfat, trikloreten, tetrakloreten, konduktivitet, nitrit och fosfat.

Där miljökvalitetsnormerna inte är tillämpbara har den kvalitativa statusen för grundvatten statusklassats enligt SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013). Enligt dessa indelas grundvatten i fem klasser med varierad påverkansnivå (ingen, måttlig, påtaglig, stark och mycket stark påverkan). För alla ämnen utom klorid motsvarar riktvärdet för miljökvalitetsnormen SGU:s gränsvärde för mycket stark påverkan. Förutom denna klassning har analysresultaten jämförts med nationella