



Kemakta AR 2010-07

**Kunskapsläge om miljökonsekvenser av
prospektering, utvinning och bearbetning av
mineral tillgångar av uran**

Lars Olof Höglund

Mars 2010

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Sammanfattning

Kemakta har på uppdrag av Naturvårdsverket genomfört en orienterande litteraturstudie om kunskapen om miljökonsekvenser vid prospektering, utvinning, bearbetning av mineraltillgångar av uran. Denna utredning har inriktats på kemiska miljö- och hälsorisker med anknytning till prospektering, utvinning och bearbetning av uranfyndigheter och som faller under Naturvårdsverkets ansvarsområde. Ett tillkommande problemområdet utgörs av de radiologiska risker som följer av uranmineraliseringar. De radiologiska riskerna ligger dock utanför ramen för den aktuella utredningen då det faller under en annan myndighets ansvarsområde, Strålsäkerhetsmyndigheten.

Det finns en stor mängd litteratur med relevans för ämnesområdet. Den föreliggande studien gör därför inte anspråk på att vara heltäckande utan ska ses mer som beskrivningar av exempel som påträffats i litteraturen. Vid genomgången av publicerad litteratur och olika typer av dokumentation tillgänglig via Internet framgår tydligt att prospektering och utvinning av uran på många platser är en kontroversiell fråga med ibland kontrasterande uppfattningar i olika sakfrågor. Där så varit möjligt har uppgifter från olika källor tagits med i syfte att ge en bredare beskrivning av problemställningarna.

Olika geologiska miljöer som gett upphov till uranmineraliseringar beskrivs översiktligt, liksom uranets kemiska egenskaper och processer som reglerar spridning i miljön. En genomgång görs av de metoder som används för brytning och bearbetning av uranmalmer. I orienterande syfte ges även en allmän beskrivning av den vidare raffineringen av uranet till färdigt kärnbränsle.

Rapportens huvudvikt har lagts på dels en genomgång av olika typer av miljöproblem som rapporterats från uranbrytning, dels på beskrivning av ett urval av fallstudier där olika metoder för efterbehandling av lakrester och gråberg i syfte att motverka miljöpåverkan studerats. En slutsats som kan dras är att många av de miljöpåverkande processer som har relevans för urangruvor är desamma eller likartade som de som är kända från sulfidmalmsgruvor. Många av de efterbehandlingsprinciper som tagits fram kan därför vara tillämpliga för både sulfidmalmsrester och uranmalmsrester. Vissa skillnader finns dock till följd av uranets kemiska egenskaper vilket redovisas i rapporten. En tillkommande problemställning är även förekomsten av andra radioaktiva ämnen tillsammans med uranet, såsom radium, torium, radon m.fl. vilka finns kvar i avfallet och erfordrar att särskilda hänsyn tas vid utformning av åtgärdsåtgärder.

Innehåll

Sammanfattning	1
1 Inledning	4
2 Bakgrund och syfte	4
2.1 Avgränsningar i denna studie	4
3 Geologisk beskrivning av förekomst av uran i berggrunden.....	4
3.1 Typer av mineraliseringar och bildningsprocesser	4
3.2 Förekomst av andra grundämnen i samma mineraliseringar	6
4 Beskrivning av kemiska egenskaper hos uran, torium och radium	8
4.1 Oxidationstillstånd.....	8
4.2 Speciering, komplexbildning och löslighet	8
4.3 Spridning och fastläggning i olika miljöer	8
4.4 Toxiska egenskaper hos uran.....	9
5 Beskrivning av olika steg i kedjan från prospektering till bearbetad mineralprodukt.....	10
5.1 Prospektering.....	10
5.2 Brytning och andra typer av utvinning	11
5.3 Bearbetning av malmen	14
5.4 Fortsatt processning av uran efter utvinning.....	14
5.4.1 Konvertering till uranhexafluorid.....	14
5.4.2 Isotopanrikning	14
5.4.3 Tillverkning av kärnbränsle	14
6 Rapporterade miljöproblem	15
6.1 Allmänt.....	15
6.2 Prospektering.....	15
6.3 Avfallstyper	15
6.4 Lakrester/anrikningssand.....	16
6.5 In situ-lakning.....	18
6.6 Efter avslutad brytning	18
7 Erfarenheter av åtgärder för att minska miljökonsekvenser.....	20
7.1 Erfarenheter från efterbehandling av lakrester i Ranstad.....	20
7.2 Erfarenheter från Wismut	22
7.3 Erfarenheter från USA.....	26
7.4 Erfarenheter från Kanada.....	29
7.5 Erfarenheter från Australien	31
7.5.1 Rum Jungle	31
7.5.2 Ranger	34
7.5.3 Nabarlek	35
7.5.4 Olympic dam.....	36

7.6	Erfarenheter från Tjeckien.....	36
7.6.1	Příbram.....	36
7.7	Erfarenheter från några andra länder	37
8	Litteraturreferenser.....	38
Bilaga 1	Sammanställning av incidenter och olyckor med dammar vid urangruvor	
Bilaga 2	Naturliga sönderfallkedjor	
Bilaga 3	Beskrivning av vittringsförlopp och buffrande reaktioner i sulfidmalmer	

1 Inledning

Kemakta har på uppdrag av Naturvårdsverket genomfört en orienterande litteraturstudie om kunskapen om miljökonsekvenser vid prospektering, utvinning, bearbetning av mineraltillgångar av uran. Arbetet har i huvudsak utförts av Lars Olof Höglund som är ansvarig för innehållet. Bidrag har även lämnats av Håkan Svensson avseende erfarenheter från efterbehandling av Ranstadgruvan.

2 Bakgrund och syfte

Naturvårdsverket får tidvis frågor om miljökonsekvenser av prospektering, utvinning och bearbetning av mineraltillgångar av uran. Det har därför funnits ett behov att genomföra en studie för att kunna bedöma omfattningen och nivån på den kunskap som finns om dessa frågor inom verkets ansvarsområde.

2.1 Avgränsningar i denna studie

Denna utredning har inriktats på kemiska miljö- och hälsorisker med anknytning till prospektering, utvinning och bearbetning av uranfyndigheter som faller under Naturvårdsverkets ansvarsområde. Ett tillkommande problemområde utgörs av de radiologiska riskerna som följer av uranmineraliseringar. De radiologiska riskerna ligger dock utanför ramen för den aktuella utredningen då det faller under en annan myndighets ansvarsområde, Strålsäkerhetsmyndigheten.

Beskrivningen av miljökonsekvenserna, utifrån både kort och lång sikt, ska i huvudsak begränsas i första hand till Naturvårdsverkets ansvarsområde. Människors hälsa ingår i begreppet miljökonsekvenser, men inte de skadliga effekterna av strålning i detalj mer än att de nämns när de förekommer i yttre miljö. Arbetsmiljöfrågor ligger utanför studien.

I detta uppdrag används begreppen prospektering, utvinning, bearbetning och mineraltillgång i de betydelser som de ges i Utvinningsavfallsdirektivet (2006/21/EG).

Det kan konstateras att det finns en stor mängd litteratur med relevans för ämnesområdet. Den föreliggande studien gör därför inte anspråk på att vara täckande utan ska ses mer som beskrivningar av några exempel som påträffats i litteraturen.

Vid genomgången av publicerad litteratur och olika typer av dokumentation tillgänglig via Internet framgår tydligt att prospektering och utvinning av uran på många platser är en kontroversiell fråga med ibland kontrasterande uppfattningar i olika sakfrågor. Det har inte varit möjligt att i detalj källgranska alla uppgifter som återgivits i denna rapport. Uppgifterna har därför försökt återges, med uppgift om deras härkomst, på ett neutralt sätt utan försök till värderingar. Där så varit möjligt har uppgifter från olika källor tagits med i syfte att ge en bredare beskrivning av problemställningarna.

3 Geologisk beskrivning av förekomst av uran i berggrunden

3.1 Typer av mineraliseringar och bildningsprocesser

Uran är ett relativt vanligt förekommande ämne i jordskorpan med en genomsnittlig halt på cirka 2,3 g/ton. Uran, liksom torium, är vanligen anrikade i silikatrika bergarter såsom granit (Langmuir, 1997). I svensk berggrund förekommer uran tämligen utbrett i något förhöjda halter, medelhalten i svensk granit är cirka 4,8 g/ton.

I naturen förekommer uran i form av tre olika isotoper med följande fördelning (Wikipedia):

- ^{238}U 99,283 % (ej klyvbar)
- ^{235}U 0,711 % (klyvbar)
- ^{234}U 0,0058% (ej klyvbar)

Uranmineraliseringar bildas vanligen genom upplösning under oxiderande förhållanden av uran som förekommer i bergmassan, uranet transporteras i löst form genom berggrunden och utfällning sker i

reducerad form i reducerande miljö. På många platser har det upplösta uranet i form av UO_2^{2+} (och olika lösliga komplex med främst karbonatjoner) reagerat med pyrit (en järnsulfid) i en mycket smal zon i berget och bildat en fällning av uraninit eller pechblände. Uranmineraliseringarna förekommer därför ofta tillsammans med järnsulfider och andra sulfidmineral i berggrunden. (Nationalencyklopedin, 2010).

De vanligaste formerna av naturligt förekommande uranmineral är uraninit, UO_2 (vanliga föroreningar Th, Zr, Pb, Ra, Ac, Po, Ce m.fl.), och pechblände som är en likartad amorf eller mindre kristallin fas (Langmuir, 1997) med något varierande sammansättning mellan UO_2 och U_3O_8 . Uran förekommer även som exempelvis koffinit $(\text{U,Th})[(\text{OH})_{4x}(\text{SiO}_4)_{1-x}]$ (vanliga föroreningar Al, Fe, As, V, Pb), karnotit $\text{K}_2(\text{UO}_2)_2[\text{VO}_4]_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, autinit $\text{Ca}(\text{UO}_2)_2[\text{PO}_4]_2 \cdot 11\text{H}_2\text{O}$ (vanliga föroreningar Ba, Mg), meta-autinit $\text{Ca}(\text{UO}_2)_2[\text{PO}_4]_2 \cdot 6-8\text{H}_2\text{O}$ (vanliga föroreningar Ba, Mg) (Källa: *Mindat.org*). Uran förekommer även som tucholit, vilket är naturligt förekommande asfalt/bitumen med inblandning av uranoxider (Hägg, 1973).

Uranmineraliseringar förekommer i många olika bergarter. SGU (2003) anger bildning av uranmineraliseringar i eruptiva, metamorfa och sedimentära bergarter. Nedan ges mycket kortfattade beskrivningar av bildningen av uranmineraliseringar i olika geologiska formationer, för detaljerade beskrivningar hänvisas till SGU (2003) och IAEA (2009). Några huvudtyper av uranmalmer redovisas av SGU (2003) och IAEA (2009):

- Diskordansrelaterade fyndigheter – bildas i zoner med avbrott i en lagerföljd, vanligen i sedimentära/metasedimentära bergarter/sandsten där skiktningen i lagren under och över avbrottet bildar vinkel mot varandra. Detta är den dominerande malmtypen för urangruvor i Kanada.
- Brecciakomplexfyndigheter – breccia är en fragmentbergart där större mineral Korn av exempelvis granit är inbäddade i finkornigare partiklar. Den australiska urangruvan Olympic Dam är ett exempel på denna typ av fyndighet.
- Sandstensfyndigheter – i medel- till grovkornig sandsten där uran mineraliserats genom utfällning i marin miljö. Flera undertyper av sandstensfyndigheter redovisas av IAEA (2009). Denna typ av uranfyndigheter finns bland annat i USA och Kazakstan.
- Urbergsfyndigheter – mineraliseringarna har bildats i sprickzoner i bergmassan. Bildas genom utfällning av huvudsakligen pechblände tillsammans med gångbergartsmineral längs sprickor i bergmassan ofta i långsträckta tunna formationer. Denna typ av mineraliseringar kan vara hydrotermalt ursprung. Uranet förekommer ibland associerat med vanadin, titan, zirkonium m.m. Uranmineraliseringen i Pleutajokk är ett exempel där pechblände förekommer i tunna skikt i kvartsfyllda sprickor.
- Intrusiv är bildade genom att magma tränger in i en bergmassa.
- Vulkaniska uranmineraliseringar hittas i direkt anslutning till vulkankäglor (calderor). Uranet uppträder ofta tillsammans med molybden, olika metallsulfider, fluorit och kvarts.
- Yt nära mineraliseringar i bland annat tertiära eller yngre jordlager, sediment eller torvmossor.
- Alunskiffer – bildade genom avsättningar av marina leror, silt och plankton under starkt reducerade förhållanden med utfällning av pyrit och oljeliknande organiskt material. Uranet har fällts ut i den reducerande miljö som bildats då bakterier i den organiskt rika miljön genom reduktion av sulfat i havsvattnet bildat svavelväte, varvid järnsulfider och uraninit fällts ut, alternativt har uranet fastlagts genom adsorption till det organiska materialet. Uranfyndigheterna i Ranstad är ett exempel på denna typ där uranet är i huvudsak adsorberat till de organiska fasta faserna, främst så kallad kolm, samt lerpartiklar. Kolm har en askrest på cirka 30 %. Kolm kan innehålla upp till 80 % organiskt material och upp till 4000 mg uran/kg, vilket kan jämföras med medelhalten i alunskiffern på cirka 300 mg/kg.
- Lignitformationer (brunkol) där uranet fastlagts genom adsorption till kolet.

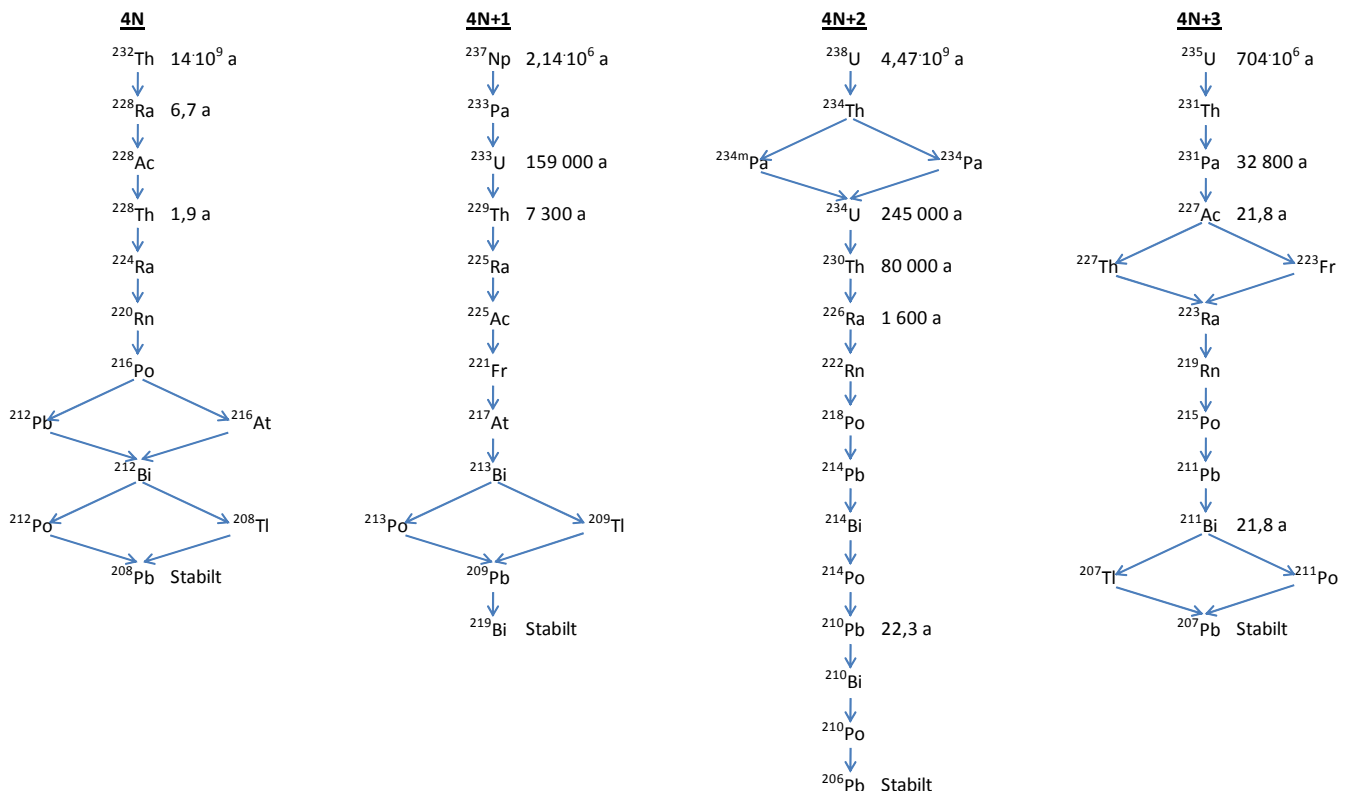
Det kan även påpekas att på många platser förekommer kombinationer av de olika grundtyperna av uranmineraliseringar.

3.2 Förekomst av andra grundämnen i samma mineraliseringar

Andra radioaktiva grundämnen

Uran är ett radioaktivt grundämne. Vid radioaktivt sönderfall bildas olika dotternuklider, av vilka flertalet är radioaktiva och fortsätter att sönderfalla i sin tur. Hur snabbt sönderfallet sker brukar beskrivas med radionuklidernas halveringstid, dvs den tid det tar innan hälften av den ursprungliga mängden har sönderfallit. Motsvarande mängd har då bildats av dotternukliden. Beroende på dotternuklidernas halveringstider kan en anrikning ske (om dotternuklidens halveringstid är längre än modernuklidens). Om dotternukliderna har kort halveringstid så kommer de att sönderfalla i ungefär samma takt som de bildas genom modernuklidens sönderfall. Genom att en hel rad olika dotternuklider successivt bildas brukar man tala om radioaktiva sönderfallsskedjor. Det finns fyra naturliga radioaktiva sönderfallsskedjor. Vid sönderfallet utsänder atomkärnorna antingen alfapartiklar som har masstalet $n=4$ (två protoner och två neutroner avges varvid masstalet sjunker med 4) eller betapartiklar (som resulterar i en ombildning mellan protoner och neutroner med bibehållet masstal). De fyra sönderfallsskedjorna ordnas därför efter masstal, se illustration i figur 1 (för detaljerade tabeller se bilaga 2):

- Toriumserien ($4n$) som börjar med ^{232}Th
- Neptuniumserien ($4n+1$) som börjar med ^{237}Np
- Uranserien ($4n+2$) som börjar med ^{238}U
- Aktiniumserien ($4n+3$) som börjar med ^{235}U



Figur 1 Naturliga sönderfallsskedjor. Intill respektive nuklid anges halveringstiden, endast halveringstider överstigande 1 år har angivits, övriga nuklider har kortare halveringstider.

Av intresse för urangruvor är bildningen av radium och radon, vilka kan ge upphov till radiologiska risker vid brytningen, men även till emissioner från deponerat avfall från gruvbrytningen. Det naturligt förekommande uranet har mycket lång halveringstid, vilket medför att sönderfallet och därmed

bildningen av radioaktiva dotternuklider sker långsamt. Uranet förekommer dock i förhöjda halter i malmerna varför även halterna av radium är förhöjda. Radium (^{226}Ra) kommer att befinna sig i radioaktiv sönderfallsjämvikt¹ med uranet (^{238}U) i naturliga mineraliseringar (kedja $4n+2$). Detta innebär att varje sönderfall som sker av ^{238}U kommer att resultera i en bildning och ett sönderfall av ^{226}Ra . Radium bildar i sin tur en hel serie dotternuklider, så kallade radondöttrar, vars aktivitet också står i radioaktiv sönderfallsjämvikt med ^{226}Ra och ^{238}U . Så länge uran finns kvar i malmen eller lakresten kommer därför bildning av ^{226}Ra och dess döttrar ske. Halveringstiden för ^{238}U är $4,47 \cdot 10^9$ år varför det kan betraktas som en oändlig källa för radium och radon. Vid radioaktiv sönderfallsjämvikt kommer förhållandet i mängd (och halt) mellan tex ^{238}U och ^{226}Ra att motsvara kvoten mellan deras halveringstider (Langmuir, 1997), i detta fall $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U} = 1600/4,47 \cdot 10^9 = 3,6 \cdot 10^{-7} \text{ kg } ^{226}\text{Ra}/\text{kg } ^{238}\text{U}$. Bildningen av radon är av särskilt intresse eftersom det är en ädelgas som lätt kan frigöras till grundvattnet och porgas och därefter spridas vidare. I naturliga system kan radon tränga upp genom grundvattnet och nå markytan, eller tränga in i husgrunder. Även från gruvor och deponier med uranhaltigt material kan spridning av radon ske i gasform eller löst i lakvatten. Radon kan därför ge upphov till ökad strålningsexponering i nedströms vindriktning från deponerade lakrester, dock sker en signifikant utspädning i luften varför halterna snabbt sjunker med ökande avstånd. Om utsläppet av radondöttrar fördröjs sker en snabb avklingning till följd av sönderfallet, en övertäckning av deponerat material kan därför vara effektiv för att minska exponeringen.

Även andra radioaktiva ämnen kan ingå i uranmalmer. Torium förekommer som mineralet monazit med den generella formeln $(\text{Sm,Gd,Ce,Th})(\text{PO}_4)$. Torium förekommer även tillsammans med uranmineralen. Naturligt torium förekommer i huvudsak som ^{232}Th (med lång halveringstid, kedja $4n$) och i små mängder som ^{234}Th och ^{230}Th bildat genom sönderfall av ^{238}U (kedja $4n+2$). Torium kan således förekomma i anrikad form i olika malmer oberoende av uranet.

Stabila grundämnen

Uranmineraliseringar bildas vanligen i anslutning till förekomster av järnsulfidmineral, främst pyrit (FeS_2). I likhet med andra sulfidmineraliseringar förekommer ofta ett flertal sulfidbundna tungmetaller/halvmetaller tillsammans med järnsulfider, såsom koppar, bly, kadmium, kobolt, arsenik, vanadin, molybden, antimon m.fl. Vanadin kan förekomma som mineral tillsammans med uran i form av uranylvanadatet karnotit ($\text{K}_2(\text{UO}_2)_2[\text{VO}_4]_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) som kan bildas som sekundärt mineral vid oxidation av reducerade uranmineraliseringar i närvaro av vanadin vid låga karbonathalter, även brytvärda fyndigheter finns av detta mineral främst i ökenklimat där frånvaron av förnabildande processer i markytan ger låga karbonathalter (Langmuir, 1997).

I porösa sandstensformationer har uranmineraliseringar bildats som så kallade rullande fronter². Begreppet innebär att uranet, tillsammans med andra redoxkänsliga grundämnen såsom arsenik, molybden, selen och vanadin, kontinuerligt oxideras och löses upp i mineraliseringens uppströmsände, transporteras med grundvattnet genom mineraliseringen och träffar på reducerande mineral såsom pyrit i nedströmsändan. Här sker på nytt en reduktion av uran och övriga grundämnen som faller ut på nytt. Hela mineraliseringen förflyttas genom denna process successivt i nedströmsriktningen (Langmuir, 1997).

¹ Egentligen är en benämning som steady-state mer korrekt än jämvikt, men jämvikt har valts som språkligt mer användbar term i denna rapport.

² Jmf. eng. roll fronts

4 Beskrivning av kemiska egenskaper hos uran, torium och radium

4.1 Oxidationstillstånd

Uran förekommer i oxidationstalen +III, +IV, +V och +VI. Det vanligaste naturliga mineralet är uraninit där uranet förekommer i oxidationstalet +IV som UO_2 .

Torium förekommer i naturen i fyrvärd form. Det vanligaste mineralet är monasit, men torium kan även ingå i uranmineral.

Radium är en jordartsmetall och förekommer i tvåvärd form i naturen. Radium bildar relativt svårlösliga mineral med karbonat och sulfat. Radium förekommer ofta i fasta lösningar tillsammans med andra karbonat- och sulfatmineral exempelvis tillsammans med kalcium och barium, lösligheten hos dessa fasta lösningar är lägre än motsvarande rena mineral.

4.2 Speciering, komplexbildning och löslighet

Uran kan förekomma i tre-, fyr-, fem- och sexvärd form i vattenlösning. Den trevärda formen existerar bara under kort tid i vattenlösning innan den oxideras till fyrvärd form under samtidig vätgasbildning (Nationalencyklopedin, 2010). Den femvärda formen förekommer vid låga pH men är instabil i förhållande till de fyr- och sexvärda formerna. Den fyrvärda formen dominerar under syrefria förhållanden medan den sexvärda formen dominerar under syresatta förhållanden (Langmuir, 1997).

I fyrvärd form dominerar U^{4+} och dess olika komplex, främst $\text{U}(\text{OH})_4^0$, UOH^{3+} (Langmuir, 1997). Lösligheten i reducerad miljö är dock mycket låg, vanligen lägre än 10^{-8} M (2 $\mu\text{g/l}$).

Uran i femvärd form bildas i intermediära redoxstal vid låga pH, bildar relativt svaga komplex och är instabil i förhållande till de fyrvärda och sexvärda formerna (Langmuir, 1997).

Uran i sexvärd form bildar uranyljoner, UO_2^{2+} . Uranyljonen bildar beroende på pH och halt av övriga joner i lösningen ett flertal komplex med hydroxidjoner (UO_2OH^+ , $\text{UO}_2(\text{OH})_2$, $\text{UO}_2(\text{OH})_3^-$), karbonatjoner (UO_2CO_3 , $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$, $(\text{UO}_2)_2\text{CO}_3(\text{OH})_3^-$), sulfatjoner (UO_2SO_4 , $\text{UO}_2(\text{SO}_4)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{SO}_4)_3^{4-}$) m.fl. (Langmuir, 1997). Vid $\text{pH} < 5,5$ dominerar uranyljonen, medan vid neutralt pH och alkaliskt pH olika uranylkarbonat komplex är mest framträdande. Sexvärd uran är relativt lösligt i komplexbunden form. Oxidation av uran sker relativt lätt i oxiderande miljö och underlättas av närvaro av karbonatjoner.

Torium bildar huvudsakligen lösliga komplex med hydroxyljoner och sulfatjoner. Vid alkaliska och neutralt pH är lösligheten mycket låg och torium kan betraktas som olösligt vid pH över cirka 5. Vid lägre pH bildas främst lösliga sulfatkomplex.

Radium bildar lösliga komplex främst med karbonat och sulfatjoner. Lösligheten är tämligen oberoende av pH, vid höga pH bildas dock hydroxidfällningar.

4.3 Spridning och fastläggning i olika miljöer

Uran är svårlöst i reducerande miljö och spridningstendenserna är små. Lösligheten begränsas av uraninit, pechblände eller koffinit.

I ytnära berg med oxiderande förhållanden kan uran i mer oxiderade former lösas upp genom inverkan av karbonatjoner i grundvattnet. I sexvärd form bildas uranyljoner som bildar relativt starka uranylkarbonatkomplex. Uran komplexbinds även starkt av humus- och fulvosyror. Komplexbildning ökar uranets löslighet.

Spridning av olika ämnen i vatten regleras förutom av lösligheten även i hög grad av adsorption till olika fasta mineraltyper i berggrund och jord. Mineraltyper har förmåga att adsorbiera olika joner från vattenfasen. Beroende på vilka joner som adsorberats får mineralytan olika elektrisk laddning. Detta leder till attraktion eller repulsion av andra laddade joner till dessa mineraltyper. Vid lågt pH finns en stor övervikt av vätejoner, H^+ , i vattnet, vilka binds till mineraltyperna som därvid får en positiv

nettoladdning. Vid alkaliska förhållanden binds istället hydroxidjoner, OH^- , till mineralytorna som då får en negativ nettoladdning. Uran i sexvärd form bildar vid låga pH uranyljoner, UO_2^{2+} , vilka är positivt laddade katjoner. Eftersom mineralytorna vid lågt pH är positivt laddade leder detta till repulsion, dvs en låg tendens till adsorption på de fasta ytorna. Vid högre pH bildar uranet olika uranylkarbonatkomplex (UO_2CO_3 , $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$, $(\text{UO}_2)_2\text{CO}_3(\text{OH})_3^-$), vilka är neutrala eller katjoniska. Även här medför jonernas laddning en svag eller repellerande verkan varför adsorptionen är låg. Sammantaget medför detta att uran i sexvärd form, i neutral till svagt alkalisk miljö även komplexbunden med karbonat, har en hög mobilitet i grundvatten och ytvatten. Upplöst uran kan därför transporteras långa sträckor med grund- och ytvatten.

Uran förekommer allmänt i låga halter i berggrunden, exempelvis i granit. Uranet kan även förekomma i vissa mineral där relativt svårslösliga föreningar bildats med exempelvis vanadin. Uran i ytliga förekomster i berggrunden kan frigöras genom inverkan av syre och koldioxid som tränger ner med infiltrerande grundvatten i marken och ytligt berg. Det upplösta uranet kan sedan transporteras i löslig form och med ringa fastläggning med grundvattnet. En förnyad fastläggning kan därefter ske om grundvatten träffar på en sulfidförekomst i berget, där en reduktion av uranet kan ske genom reaktion med exempelvis pyrit. Uranet utfälls då i en ganska smal zon i närheten av sulfidmineraliseringen och bildar uraninit, pechblände etc. Genom denna process sker en uppkoncentrering av uran från den ursprungliga låga uranhalten i den yttnära graniten till en mer koncentrerad uranmineralisering intill den ursprungliga sulfidmineraliseringen. Detta är en av de bildningsmekanismer som finns till uranmineraliseringar.

Uran förekommer i havsvatten i halter på cirka 2 till 4 $\mu\text{g/l}$. Grundvatten i granitisk berggrund är ofta förhöjd med uranhalter på upp till 20 $\mu\text{g/l}$. I USA har i uranmineraliserade områden grundvattenhalter av uran på upp till 120 $\mu\text{g/l}$ uppmätts. I närheten av urangruvor i USA har typiska uranhalter uppmätts till mellan 15 och 400 $\mu\text{g/l}$. I lakvatten från uranlakrester har uppmätts uranhalter som ofta ligger på nivån 10 000 till 20 000 $\mu\text{g/l}$ (Langmuir, 1997).

Radium har rapporterats frigöras från anaeroba sediment då sulfatreducerande bildning av svavelväte sker vilket tyder på association med sulfat.

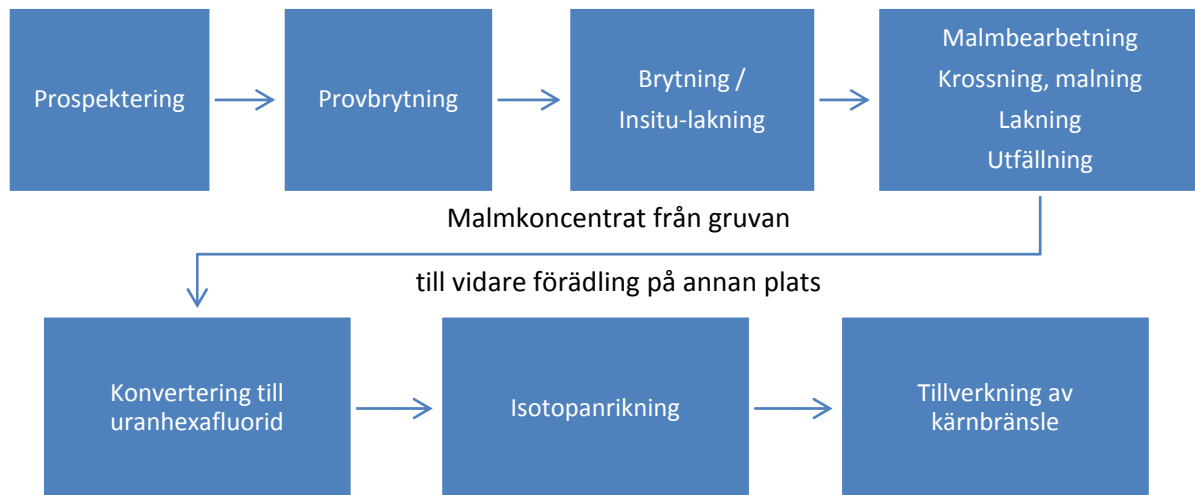
4.4 Toxiska egenskaper hos uran

Uran har förutom en radiotoxisk verkan även en kemisk toxicitet. Dess toxicitet har rapporterats vara jämförbar med toxiciteten hos bly (WNA, 2009d).

Följande avsnitt har hämtats ur Nationalencyklopedin (2010): *”Uran har ingen biologisk funktion. Uranföreningar är toxiska, både genom sin kemiska påverkan i de biologiska systemen och genom sin radiotoxicitet. Uranmetall har låg radiotoxicitet och kan behandlas som en vanlig laboratoriekemikalie, men den energi som frigörs genom det radioaktiva sönderfallet i uranserien ger upphov till fria radikaler som skadar biologisk vävnad. Ett av dotterelementen är ädelgasen radon, som utgör ett allvarligt hälsoproblem i gruvor eller i hus som är byggda på uranhaltig mark, t.ex. på grusåsar bildade som isälvsavlagringar under den senaste nedisningen. Hus kan också vara uppförda av byggnadsmaterial som innehåller rester av uran, s.k. blå lättbetong framställd av uranhaltigt skiffermaterial.”*

5 Beskrivning av olika steg i kedjan från prospektering till bearbetad mineralprodukt

I detta kapitel ges en mycket kort översikt av hela produktionskedjan från prospektering och utvinning av uranmalm, via bearbetning för att få fram ett koncentrat av naturligt uran till den vidare konverteringen av uranet följt av isotopanrikning och tillverkning av kärnbränsle. De senare stegen i produktionskedjan omfattas dock inte av denna utredning utan presenteras endast för att ge läsaren en kort inblick i även de efterföljande stegen då malmkoncentratet lämnat gruvan. En illustration till olika steg ges i figur 2.



Figur 2 Olika steg i produktionskedjan med prospektering, brytning och malmberedning vid gruvan, följt av vidare förädling som sker på annan plats vid olika specialanläggningar.

5.1 Prospektering

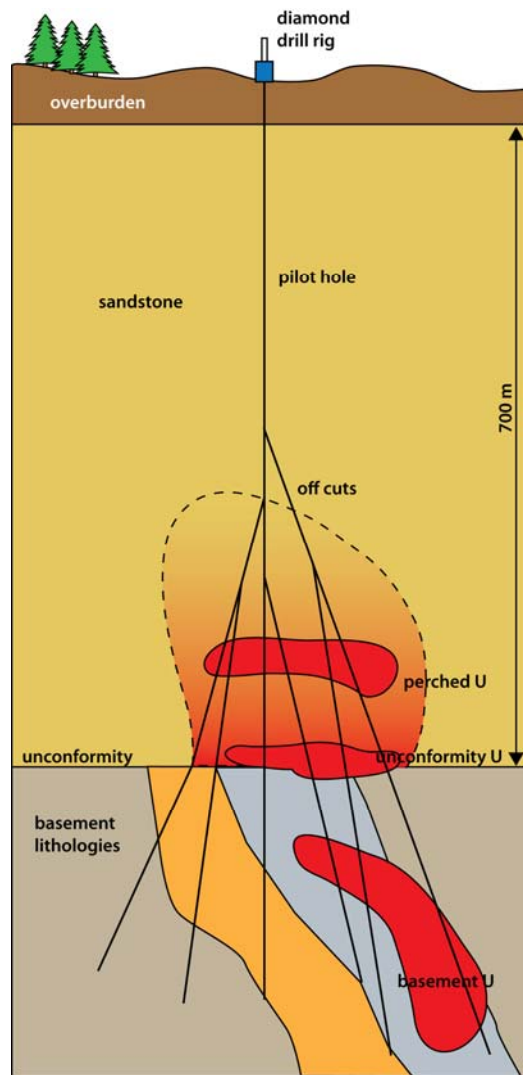
Prospekteringsverksamhet utgör troligen en begränsad miljöpåverkan eftersom omfattningen av de undersökningar och ingrepp som görs vid prospektering är liten i jämförelse med brytning, utvinning och bearbetning då gruvdrift startat.

Vissa problem kan dock finnas exempelvis då högvärdiga uranmineraliseringar påträffas. Hantering av borrhax³ måste ske ansvarsfullt. Opluggade borrhål kan ge problem om utströmning sker av artesiskt grundvatten med förhöjda föroreningshalter.

En utveckling sker av prospekteringsmetoderna som blir mer effektiva och även medför minskad påverkan på miljön. En intressant ny borrhaxmetod är riktad borrhax⁴ som innebär att man i ett och samma borrhål kan borra ett flertal sidohål på de nivåer där mineraliseringar påträffas, se illustration i figur 3. I exemplet som hämtats från Kanada uppges man ha sparat in borrhax av 31 km borrhål med en tidsvinst på cirka 4 månader, stora kostnadsbesparingar, en minskad vattenförbrukning från 250 m³/d till 40 m³/d och stora minskningar av miljöpåverkan såsom mindre ytor som markavröjts (Heeroma, 2009). Metoderna har förbättrats även avseende omhändertagande av radioaktivt borrhax och borrhaxvatten som kan ske i slutna system.

³ Borrhax är finkornigt bergartsmaterial som bildas vid borrhax i berg. För att avlägsna borrhax under borrhax använder man tryckluft eller spolvätska, vanligen vatten (källa Nationalencyklopedin, 2010)

⁴ Jmf. eng. directional drilling



Figur 3 Prospektering med riktad borrhning av ett flertal sidohål från ett gemensamt moderhål (bilden modifierad efter förebild från Heeroma, 2009). Bilden visar ett schematiskt exempel på hur en uranmineralisering kan se ut i Athabasca Basin, Kanada.

5.2 Brytning och andra typer av utvinning

Tidigare skedde brytning främst av ytära fyndigheter i dagbrott. Idag sker brytning under jord, men även med så kallad in situ-lakning. Cirka 40 % av brytningen sker i underjordsanläggningar, cirka 24 % bryts i dagbrott, cirka 25 % utvinns med in situ-lakning och cirka 11 % erhålls som biprodukt till andra metaller (OECD/IAEA, 2008), liknande siffror anges av WNA (2008).

Brytning i dagbrott och underjordsgruvor

I många fall omges uranmalmen av annat bergmaterial med alltför låga halter för att det ska vara intressant ur ekonomisk synpunkt. För att komma åt att bryta uranmalmen kan man dock vara tvungen att bryta detta material, så kallat gråberg. Vanligen deponeras gråberget som en restprodukt/avfall. Även gråberget kan innehålla uran eller andra beståndsdelar som kan utgöra en risk för hälsa eller miljö. Ett vanligt problem är att gråbergsavfall innehåller vissa halter av järnsulfider som kan ge upphov till försurande vittringsprocesser med läckage av tungmetaller som resultat. I vissa fall kan volymen gråbergsavfall vara stor.

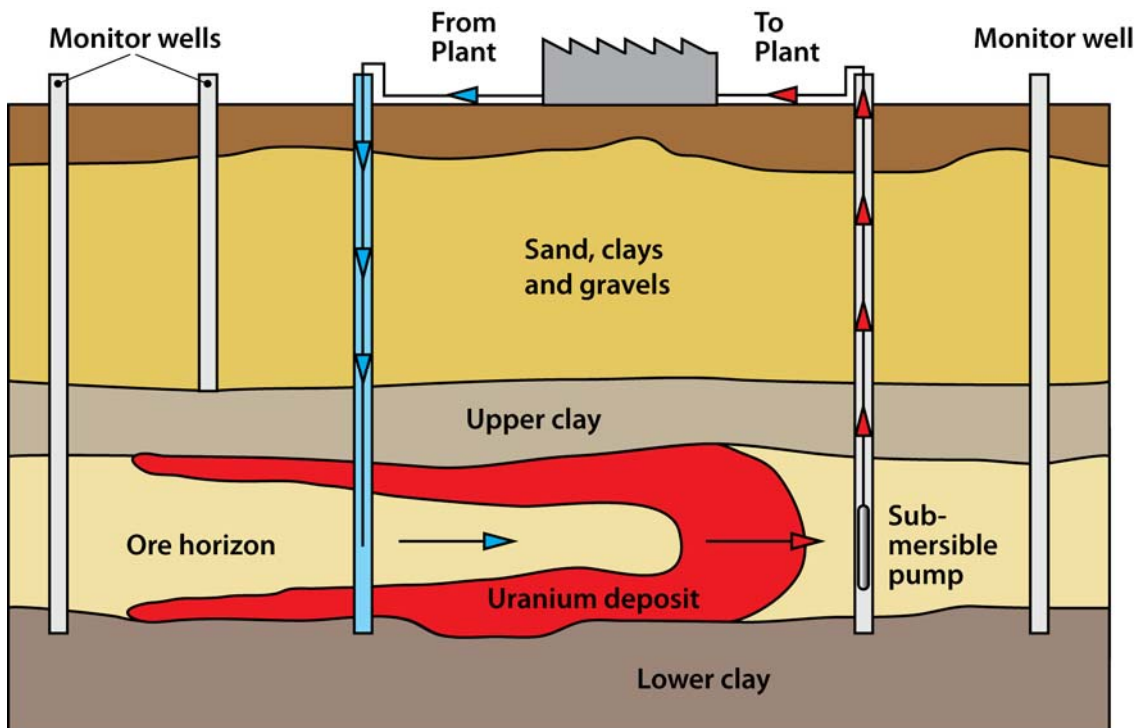
In situ-lakning

Utvinning av uran kan även ske med in situ-lakning vilket innebär att laklösning injiceras i berggrunden i och kring mineraliseringen via borrhål och bildat lakvatten extraheras genom andra borrhål. Uranfyndigheter lämpade för in situ-lakning återfinns i permeabla formationer såsom

sandsten, vidare ska den permeabla formationen vara avgränsad uppåt och nedåt av täta berglager, alla belägna under grundvattenytan (NWA, 2009b).

Metoden testades först i Wyoming i USA under 1960-talet, den första kommersiella produktionen startade 1974. Idag används in situ-lakning i flertalet urangruvor i USA, varav de flesta är relativt småskaliga (<1000 ton/år) startade under 1990-talet. I Australien finns två urangruvor som använder eller har använt in situ-lakning, Beverly och Honeymoon, båda belägna i South Australia. Kemikalieförbrukningen vid in situ-lakning anges för Beverly-gruvan i Australien till cirka 8 kg svavelsyra/kg uran (WNA, 2009b).

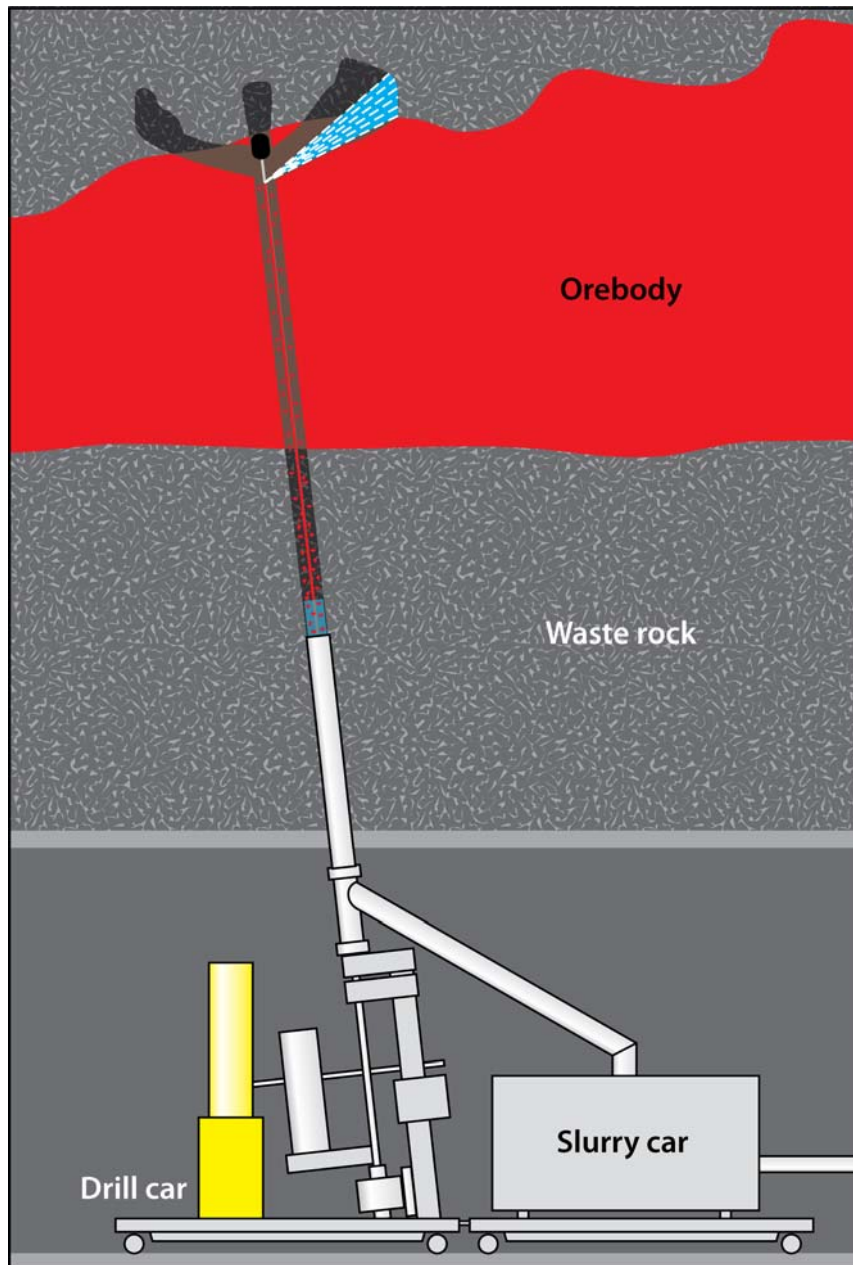
För att minska risken för spridning av laklösningen i grundvattenzonen måste grundvattnets trycknivå runt mineraliseringen hållas lägre än i omgivande bergmaterial. Detta innebär att ett större uttag av laklösning måste ske kontinuerligt än den mängd som injiceras, så kallad bleeding. Extraktionen av laklösning kan behöva fortgå under lång tid efter det injiceringen av ny laklösning avslutats för att vara säkra på att spridning av restkontaminering från mineraliseringen inte utgör några risker för grundvattensystemet. Övervakning av grundvattensystemet sker med grundvattenrör (monitor wells) runt utvinningsområdet, se figur 4.



Figur 4 Principskiss för utvinning av uran med in situ-lakning vid Beverlygruvan i Australien (bilden modifierad efter förebild från WNA, 2009b).

Vattenjet-brytning

En ny brytningsmetod som bygger på selektiv uttag av malmen med vattenjet från borrhål har utvecklats och planeras för brytning av Cigar Lake i Kanada. Malmkroppen fryses först ner för att öka stabilitet, minska grundvatteninflöde och minska spridning av radon. Ett stort antal borrhål borras från en arbetstunnel belägen under malmkroppen genom omgivande gråberg och genom malmkroppen. En roterande vattenjet bearbetar därefter malmkroppen från respektive borrhål varvid malmen frigörs och sönderdelas och kan dräneras ut tillsammans med borrhätskan genom borrhålet. Gråberget blir kvar på plats. Slurryn pumpas sedan vidare för bearbetning.



Figur 5 Selektiv brytning med vattenjetteknik via borrhål (bilden modifierad efter förebild från Heeroma, 2009).

5.3 Bearbetning av malmen

Efter brytning i underjordsgruva eller i dagbrott genomgår malmen någon form av bearbetning för att koncentrera uraninnehållet. I en del fall sker en direkt lakning av den brutna och uppfordrade malmen i stora högar genom att lakvätska sprayas över och samlas upp i botten, detta kallas heap-leaching. I andra fall krossas och mals malmen i ett första steg för att öka partikelytan och därmed underlätta lakningen. Därefter sker lakning i ett flertal steg med svavelsyra med tillsatt oxidationsmedel eller med karbonatlösning varvid uran löses upp. Efter lakningen erhålls en lakrest som innehåller rester av uran och andra tungmetaller. En mindre del av laklösningen följer med lakresten till deponi. Lakresten innesluts vanligen i dammar.

I de fall då in situ-lakning används behövs ingen ytterligare lakning. Utvinningen av uran ur laklösningen sker på likartat sätt som då bearbetning skett ovan jord.

Efter lakningen utvinns uranet antingen med hjälp av jonbytarmassor eller genom en extraktion av det upplösta uranet med organiska lösningsmedel (ej blandbar med svavelsyra- eller karbonat-fasen). Jonbytare föredras ofta om uranhalten är tillräckligt höga och salthalten i vattnet är låg. Den organiska fasen innehåller ofta alkylfosfater eller alkylaminer med förmåga att komplexbinda uranet i lämpligt lösningsmedel, vanligen fotogen. Uranet överförs då till den organiska fasen samtidigt som många icke önskade ämnen stannar kvar i svavelsyran/ karbonatlösningen. Uranet blir därmed renare. Om det bedöms ekonomiskt fördelaktigt kan andra ämnen utvinnas ur denna restlösning. Till restlösningen tillförs nya reagenskemikalier varefter den återcirkuleras i lakprocessen.

I ett ytterligare processteg behandlas den organiska uranrika fasen med ammoniaklösning varvid uranet överförs från den organiska fasen till ammoniaklösningen där utfällning sker av en relativt koncentrerad fällning av uranoxider med varierande oxidationstal, vanligen redovisade som genomsnittsformeln U_3O_8 (så kallad yellow cake). Detta är slutprodukten från bearbetningen som vanligen sker i närheten av platsen där brytning sker. Lösningsmedlet återcirkuleras i processen.

5.4 Fortsatt processning av uran efter utvinning

5.4.1 Konvertering till uranhexafluorid

Konvertering av naturligt uran i form av U_3O_8 sker i flera processteg till uranhexafluorid, UF_6 , som vid lågt tryck är en gas. Konvertering till uranhexafluorid sker vid ett fåtal anläggningar i världen.

5.4.2 Isotopanrikning

För att kunna fungera som bränsle i lättvattenreaktorer (den typ av reaktorer som används kommersiellt i Sverige idag) måste halten av den klyvbara isotopen ^{235}U ökas till cirka 3-4 %. Isotopanrikning sker vid ett fåtal internationellt övervakade anläggningar i världen, anläggningar finns i USA, Ryssland, Kina, Japan, Frankrike, Storbritannien, Tyskland, Nederländerna, Indien och Pakistan. Som biprodukt från isotopanrikningen erhålls så kallat utarmat uran, DU (eng. depleted uranium).

5.4.3 Tillverkning av kärnbränsle

Det kärnbränsle som används i svenska reaktorer består av urandioxid, UO_2 . Tillverkningen av kärnbränsle sker i speciella processindustrier där omvandling sker från isotopanrikad uranhexafluorid till isotopanrikad urandioxid. Kärnbränsletillverkningen sker även den på ett fåtal platser i världen, däribland vid Westinghouse i Västerås som står för drygt 4% av världsproduktionen (WISE Uranium Project).

6 Rapporterade miljöproblem

6.1 Allmänt

Prospektering, utvinning och bearbetning av uranmineraliseringar kan ge upphov till olika typer av påverkan på omgivningen. Några exempel på olika typer av miljöpåverkan (Evans, 1997):

- Skador på markområden (behandlas ej i denna rapport)
- Frigörelse av toxiska ämnen
- Bildning och spridning av surt lakvatten
- Hälsoeffekter för yrkesverksamma (behandlas ej i denna rapport)
- Damm
- Buller (behandlas ej i denna rapport)
- Avfallsdeponier som påverkar landskapsbilden och utgör föroreningskällor
- Utsläpp från processanläggningar (behandlas ej i denna rapport)

Olika förslag på forskning som bedömts relevant för att belysa frågeställningar som uppkommer vid en eventuell svensk brytning av uran har redovisats av Allard (2009).

6.2 Prospektering

Prospektering kan ske genom borrhning eller grävning. Prospektering är vanligen av mindre omfattning än brytningen varför den miljöpåverkan som uppkommer i allmänhet är mindre än vid brytningen. Viss miljöpåverkan kan dock uppkomma från kvarlämnat borrhax, övergivna schakt och mindre avfallshögar som skapats i samband med prospektering. På vissa platser förekommer även utströmning av förorenat artesiskt grundvatten från prospekteringsborrningar, vilket kan leda till påverkan på närbelägna ytvattendrag eller omgivande markområden. Pluggning av borrhål bör kunna vara ett verksamt skydd mot sådan påverkan.

SveMin (2007) anger följande potentiella allmänna konsekvenser på naturmiljön från prospekteringsarbeten (ej specifikt för uranprospektering):

- Avverkning av träd och påverkan på vegetation
- Påverkan på ytavrinning
- Förhöjda ljud-, ljus- och dammnivåer
- Förorening av vatten och jord

6.3 Avfallstyper

Avfall som skapas vid traditionell brytning och bearbetning utgörs främst av gråbergsavfall (låghaltigt bergmaterial som bryts för att möjliggöra åtkomst av malmfyndigheten, kornstorleken varierar från finkornigt till mycket grova block) och lakrester/anrikningssand (vanligen finmalda rester av malmen som genomgått lakning med svavelsyra eller alkali för utvinning av uranet, i lakrester från så kallad heap leaching kan materialet ha grövre sammansättning).

Gråbergsvolymen varierar beroende på de lokala geologiska förhållandena och brytningstekniken, vanligen är gråbergsvolymen större vid brytning i dagbrott än vid underjordsbrytning. Brytning i dagbrott var tidigare den vanligaste brytningsmetoden för uranmalmer. Då de ytliga mineraliseringarna var utbrutna övergick man successivt till underjordsbrytning. Underjordsbrytning används vanligen då malmen ligger på mer än cirka 120 m djup (WNA, 2009a).

Avfall skapas även från in situ-lakning, dels förorenade processlösningar, dels i form av vattenrenings slam. Teknikutvecklingen har nått en nivå där den anses tillämplig på ett säkert sätt med acceptable miljöbelastning då en gruva drivs i enlighet med myndighetskrav. Då produktionskostnaderna är låga jämfört med konventionell brytningsteknik kan det ofta vara en mer effektiv metod för utvinning av lågvärdiga fyndigheter. (WNA, 2009b).

6.4 Lakrester/anrikningssand

Lakrester/anrikningssand (tailings) utgör huvuddelen av den brutna mängden malm eftersom uranhalterna vanligen är låga, undantag finns dock vid några få gruvor där uranhalterna i malmen är höga.

Ett generellt problem vid utvinningen av uran, oberoende av brytningsmetod, är att de metoder som används för bearbetning, extraktion och koncentrerings är specifika och optimerade för uranet, vilket medför att andra ämnen i malmen blir kvar i lakresten och övriga processavfallsströmmar. Detta medför att såväl andra radioaktiva ämnen, exempelvis torium och radium, som tungmetaller, exempelvis vanadin, molybden, selen m.fl., finns kvar i avfallet i ungefär de halter de hade i malmen. Uppskattningar visar att cirka 85 % av den totala initiala mängden naturliga radioaktiva ämnen finns kvar i avfallet då uranet utvunnits.

I lakvatten från deponerade lakrester vid urangruvor rapporteras kraftigt förhöjda uranhalter på nivån 10 000– 20 000 µg/l (Langmuir, 1997).

Vitringsprocesser och spridning

Många av de hälso- och miljöproblem som identifierats i samband med utvinning av uran är likartade med de frågeställningar som finns vid utvinning av basmetaller⁵⁵ (WNA, 2009d). Detta innefattar riskerna för uppkomst av försurande och metallhaltiga lakvatten till följd av oxiderande vittring av i första hand järnsulfider och andra sulfidmineral i det avfall som uppstår vid brytning och bearbetning för utvinning av mineralkoncentrat. I de fall malmen eller omkringliggande bergmaterial innehåller betydande mängd kalk (CaCO₃) är risken för försurningseffekter av lakvatten väsentligt mindre eller obefintligt.

Det kan dock noteras att uran kan oxideras och mobiliseras även vid neutrala pH genom bildning av lösliga uranylkarbonatkomplex, riskerna för spridning av uran är därmed inte begränsad till material som uppvisar den traditionella försurningsproblematiken vid sulfidmalmsgruvor. Mobiliseringen av uran initieras dock av inträngande syre i likhet med sulfidmalmsgruvornas vittring. Det kan även noteras att uranets kemi är komplex och påverkas av närvaro av olika komplexbildande joner såväl som fastläggning på olika mineraltyper, vilket reglerar uranets upplösning och spridningsförutsättningar, se avsnitt 4.3. Platsspecifika bedömningar kan behöva göras för olika specifika betingelser.

Då den grundläggande miljöproblematiken i många avseenden är densamma för urangruvor och sulfidmalmsgruvor kan mycket av den forskning och de erfarenheter som finns från sulfidmalmsgruvor utnyttjas även för urangruvor (se exempelvis Höglund och Herbert, 2004; MEND, 2009; GardGuide, 2009). Miljöpåverkan styrs av såväl avfallets mängd och sammansättning, som olika omgivningsbetingelser. Främst är det avfall från sulfidmalmsgruvor med betydande halter järnsulfider som skapar problem. Problemet kan förenklat beskrivas på följande sätt (se bilaga 3 för mer utförlig beskrivning):

- Gruvavfallet innehåller metallsulfider
- Sulfider vittrar genom oxidation i kontakt med syre och vatten
- Sulfidoxidation genererar i många fall ett surt och metallhaltigt lakvatten

⁵⁵ Med basmetaller avses i gruvsammanhang industriella metaller utom järn och ädelmetaller, inkluderande koppar, bly, aluminium, nickel, tenn och zink.

I den brutna malmen är svavel huvudsakligen bundet i olika mineral och förekommer mestadels som svårlösliga sulfider. Vid brytning av sulfidmalmer sker vanligen en anrikning där man skiljer av värdemineral såsom kopparkis, zinkblände och blyglans, medan järnsulfider såsom pyrit och magnetkis till övervägande del blir kvar i anrikningssanden som deponeras. Vid brytning av uranmalmer sker vanligen ingen sådan anrikning utan uraninnehållet lakas direkt. Om innehållet av andra sulfidbundna metaller och halvmetaller är lågt i malmen är det då troligt att man inte utvinner dessa varvid den största delen av dessa metaller och halvmetaller blir kvar i lakresten och andra avfallsströmmar efter bearbetning av malmen.

Dammolyckor

Deponering av lakrester sker ofta i form av slurry tillsammans med vatten. I de fall deponeringen sker i dagbrott med berget som fördämning är riskerna för dammbrott vanligen försumbara. Ett annat sätt är att innesluta lakresterna i jorddammar med tätkärna. Ett antal incidenter och olyckor med dammbrott har rapporterats, en sammanställning ges i Bilaga 1 som har hämtats från <http://www.wise-uranium.org/mdafu.html>. Stora ansträngningar görs internationellt för att förebygga och förbättra säkerheten hos dammar, bland annat genom det arbete som görs inom International Commission on Large Dams (ICOLD).

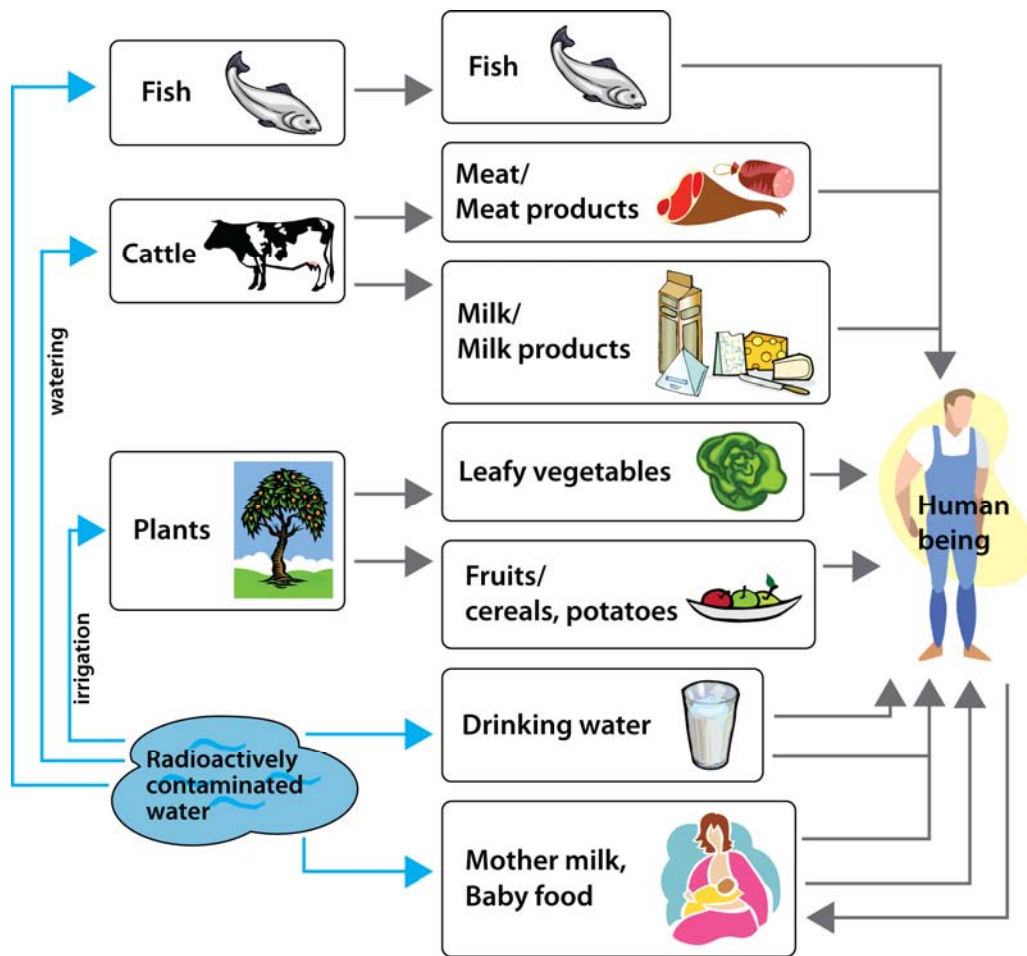
Strålningspåverkan

Förutom de risker som beskrivits ovan som är gemensamma med andra typer av gruvavfall tillkommer risker till följd av strålningspåverkan från de deponerade lakresterna. Denna strålningspåverkan är av flera olika slag:

- Direktstrålning från ytan av deponier till människor och djur som vistas i dess omedelbara närhet.
- Spridning av damm innehållande radioaktiva partiklar. Hälso- och strålningsrisker uppkommer främst till följd av inandning av sådant damm. Riskerna för strålningsexponering vid inandning är många gånger högre än extern strålningspåverkan för de aktuella ämnena som avger alfastrålning (främst uran och radium).
- Indirekt strålningspåverkan genom spridning av lakvatten som innehåller lösta radioaktiva ämnen eller radioaktiva partiklar. Lakvatten kan spridas dels kontrollerat (via kända utflöden), dels diffust (exempelvis genom berggrunden).
- Spridning av radioaktiv radon som är en ädelgas. Riskerna avtar vanligen snabbt med ökande avstånd från deponierna till följd av utspädning i atmosfären.

Övertäckning kan effektivt reducera riskerna för exponering via dessa exponeringsvägar.

En illustration till olika exponeringsvägar för radionuklider i ytvatten visas i figur 6 (från Schmidt m.fl., 2009).



Figur 6 Exempel på exponeringsanalys för radionuklider via ytvatten (bilden modifierad efter förebild från Schmidt m.fl., 2009).

6.5 In situ-lakning

I många moderna urangrutor sker utvinningen med så kallad in situ-lakning, där en lakvätska bestående av svavelsyra eller en alkalisk lösning (om malmen är kalkhaltig) med tillsats av syre eller väteperoxid pumpas ner i borrhål och upplösning av uranet sker nere i berggrunden, se exempelvis IAEA (2001). Den bildade laktlösningen pumpas sedan upp och uranet utvinns. Detta förfarande skapar mycket mer begränsade volymer avfall. Farhågorna är här kopplade till risken att förorening sker av grundvattnet runt mineraliseringen.

I Australien genomförs trycktester av installerade brunnar för att säkerställa att inget läckage kan ske till överliggande akvifer (WNA, 2009b). Testen upprepas årligen.

I USA är den typiska livslängden på en produktionsbrunn mellan 1 och 3 år. Den högsta utvinningen av uran sker de första 6 månaderna för att sedan avta. Utvinningen av uran ur en mineralisering varierar mellan 60 % och 80 %. I Australien sker produktionen vanligen under 6 till 18 månader, med ett mål för uranutbytet på cirka 70 %.

6.6 Efter avslutad brytning

Dagbrott och underjordsgruvor

Då brytningen avslutats i en gruva, antingen till följd av att mineraliseringen är utbruten eller att fortsatt brytning inte längre är ekonomiskt lönsam, kan det finnas en betydande mängd potentiella föroreningar kvar i omgivande bergmaterial. Avvecklingen av en gruva innefattar vanligen återfyllning av schakt eller dagbrott med lämpligt bergmaterial (gråberg, lakrester etc.) och/eller att

grundvatten tillåts fylla gruvan. Ytliga anläggningar vid gruvan dekontamineras och rivning av utrustning sker, alternativt tas utrustningen tillvara för användning på annan plats. Följande miljöpåverkan kan uppstå (Choppin och Khankhasayev, 1988):

- Inflödande grundvatten i gruvan förorenas med toxiska ämnen som lakas ut från bergmaterialet, kvarvarande obruten malm, brytväggar och material som använts som återfyllnad. Studier har visat att föroreningsgraden ökar om tiden för uppfyllnad med grundvatten är lång, till följd av ökad tid för vittring av oxidationskänsliga komponenter i bergmaterialet, främst sulfidmineral. Uranhalter på upp till 4 mg/l och arsenikhalter upp till 8 mg/l har rapporterats i grundvatten i vattenfyllda gruvor. I gruvor där konventionell gruvbrytning kombinerats med in situ-lakning har mycket högre halter uppmätts. Det förorenade gruvvattnet kan flöda ut ur gruvan och utgör då en föroreningskälla för nedströms vattendrag, alternativt leda till förorening av grundvattnet runt gruvan.
- Dekontaminering och skrotning av anläggningar från urangruvor kan ge upphov till förorenade lösningar, utfällningar och olika typer av rivningsavfall som måste omhändertas, vilket ibland har skett genom deponering i den avslutade gruvan eller genom samdeponering med lakrester från bearbetningen av malmen.

Riskerna för strålningspåverkan kvarstår under mycket lång tid varför erforderliga skyddsåtgärder måste vidtas som uppfyller stora krav på långsiktighet.

In-situ lakning

Vanligen krävs att undersökningar görs före utvinningen startar för att klarlägga vilken kvalitet grundvattnet har, så kallad baseline-undersökning. De krav som ställs innebär vanligen att grundvattenkvaliteten ska återställas till vad den var innan gruvverksamheten startade, alternativt kan kraven formuleras så att den grundvattenanvändning som var aktuell före brytning åter ska kunna ske efter avslutad gruvdrift. Förorenat grundvatten som pumpas upp kan omhändertas exempelvis genom att det avdunstar på markytan eller renas och återinfiltreras.

Grundvatten i de Australiska gruvorna har mycket höga salthalter (bland annat sulfat) och alltför höga halter naturlig radioaktivitet (radium) för att möjliggöra användning av vattnet. Grundvattenkvaliteten rapporteras återgå till den naturliga efter någon tid (WNA, 2009b).

I USA kan däremot grundvattnet vanligen utnyttjas som dricksvatten före gruvdriften startar, varför återställningen blir mer krävande. Bland annat har omvänd osmos (RO) använts. Som en konsekvens av denna reningsprocess uppkommer ett saltkoncentrat som kan medföra problem att deponera (WNA, 2009b).

7 Erfarenheter av åtgärder för att minska miljökonsekvenser

7.1 Erfarenheter från efterbehandling av lakrester i Ranstad

Inledning

Ranstadsverket anlades på uppdrag av staten av AB Atomenergi, nuvarande Studsvik AB, under första halvan av 1960-talet. Syftet att var utvinna uran ur alunskiffer. Under andra halvan av 1960-talet pågick provdrift och totalt utvanns ca 200 ton uran. Under 1970-talet användes anläggningen för forsknings- och utvecklingsarbeten avseende utvinning av uran och andra ämnen (Mo, V, Al, P och olja).

Alunskifferformationer förekommer i Sverige i första hand i Västergötland, Östergötland, Närke, Skåne, på Gotland och Öland, i Östersjön söder om Gotland och Öland, i Bottenhavet, Dalarna, Jämtland, Ångermanland, samt i fjällrandens centrala delar i övre kambrium och undre ordovicium. Skifferförekomsterna i Ranstad har en halt av 300 g uran per ton skiffer och innehåller ca 22 % organisk substans samt ca 15 % pyrit. Uranet i Ranstad är i huvudsak adsorberat till det organiska materialet, framförallt till noder av så kallad kolm. Kolmen har en askrest på cirka 30 %, men kan innehålla upp till 80 % organiskt material och upp till 0,4 % uran. Genomsnittliga halter i kolmen är 300-380 mg U/kg, 22 % organiskt material, 13 % pyrit, 6,5 % svavel, 0,065% vanadin, 0,03% molybden, 0,02% nickel, 0,4% magnesium, 0,7% fosfor, samt höga halter aluminium och kalium (IAEA, 2009, tecdoc 1629).

Alunskiffer bröts i dagbrott och uran utvanns genom lakning med svavelsyra. Under brytningsperioden bröts ca 1,5 miljoner ton skiffer. Mängden gruvavfall uppgår till ca 1 miljon m³ och täcker ett område på 250 000 m². (NEA/IAEA 1999).

I takt med att andra mer uranrika fyndigheter (upp till 20 000 gram uran/ton malm) började utvinnas i omvärlden och sjönk uranpriset på världsmarknaden, varigenom verksamheten inom uranframställningen i Ranstad minskade. Brytningskoncessionen från 1960 upphörde 1984 och diskussioner om efterbehandling påbörjades.

Miljön i området var påverkat på flera sätt:

- Skifferdagbrottet påverkade förutom landskapsbilden även grundvattennivåerna i området.
- Resterna från lakprocessen av krossad alunskiffer hade lagts upp på en stor deponi. Lakrestdeponin förändrade landskapet och det lakvatten som bildades innehöll höga halter av metaller.

Den av Studsvik AB utarbetade efterbehandlingsplanen godkändes 1990 av Länsstyrelsen i Skaraborgs län. Efterbehandlingen omfattade åtgärdande av lakrest, dagbrott och delar av industriområdet på platsen.

Vidare beslutade länsstyrelsen 1997 om miljömål för efterbehandlingen av gruvavfallsområdet. Mätpunkten låg i recipienten Blackesjön och omfattade haltkrav avseende As, Cd, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, U och Zn (Länsstyrelsen, 1997). Miljömålen skulle anses uppfyllda när de under tre på varandra följande år uppnåts.

Ett omfattande kontrollprogram har bedrivits sedan efterbehandlingen påbörjades. Kontrollprogrammet har med tiden reviderats.

Lakresten

Efterbehandlingen av lakresten omfattande övertäckning där myndighetskraven var ställda på ett tätskikt med en hydraulisk konduktivitet på maximalt $5 \cdot 10^{-9}$ m/s. Övertäckningen konstruerades nedifrån och upp av 0-0,3 m morän följt av 0,2 m lerig morän, 0,2 m krossad kalksten, 1,4 m morän och slutligen 0,2 m av en jord-moränblandning. Lakrestens mäktighet uppgår till mellan 2–6 m. I samband med övertäckningen av lakresten eftersträvades en landskapsbild som var anpassad till

omgivningarna, bland annat genom etablering av vegetation. Avrinningen från lakresten har samlats upp i diken, letts vidare till en damm och därifrån till ett kalkfällningsverk (Börjesson et al., 2001).

Övertäckningen har överlag gett ett gott resultat, i nedanstående punkter sammanfattas några av erfarenheterna:

- På en del håll har växetableringen varit dålig, vilket kan bero på varierande kvalitet i växtjordtäcket.
- Tätskiktsfunktionen motsvarar förväntningarna, beräkningar/mätningar visar en hydraulisk konduktivitet på $2\text{-}3\cdot 10^{-9}$ m/s.
- Trots ett effektivt tätskikt har lakvattenmängderna varit större än förväntat vilket troligen kan förklaras med att torv- och gjyttjelager under lakresten pressats ihop och blivit svårgenomsläppliga vilket medför att lakvatten ansamlas i lågpunkter på torv- och gjyttjelagren.
- För samtliga metaller har halterna i recipienten Blackesjön legat under kriterierna i miljömålen sedan 1998 och miljömålen sin helhet bedömdes således uppfyllda år 2000. Kalkfällningsverket revs 2008.

Dagbrottet

Principen för efterbehandlingen av dagbrottet var att pumpning av dränagevatten skulle upphöra. Strandzonen skulle rensas och utformas så att en naturlig sjö bildades, Tranebärssjön. Genom ett bräddavlopp till en närbelägen recipient erhålls en stabil nivå i sjön. Dagbrottets botten fylldes delvis med skifferrester och täcktes med morän. Tranebärssjön består av två grenar med en sammanlagd längd av drygt 1,5 km och en maximal bredd på 200 m. Den västra grenen har ett maximidjup på 10 meter och den östra grenen har ett maximidjup på 15 meter.

Mätningar visar att den nybildade sjön är skiktad med ett syrgasfritt bottenkikt där höga halter av järn, nickel och uran uppmäts. Järnhalterna orsakar under vår och höst att ytskiktet i sjön blir rödfärgat av järnutfällningar då järnet från bottenvattnet transporteras upp till ytan, dock är siktdjupet under sommaren oftast god. Ur ett landskapsperspektiv kan konstateras att en sjö har skapats i ett annars sjöfattigt landskap (Sundblad och Stiglund, 2000).

Det konstateras att inom både lakrestområdet och i Tranebärssjön är uranfrisättningen inte direkt relaterad till pyritvittringen, t ex observeras frisättning av uran under reducerande förhållanden. Detta förklaras med att uran frigörs så länge oxiderade vittringsprodukter är i kontakt med vatten (WSP, 2005).

Återstående arbete

Länsstyrelsen godkände 1993 de efterbehandlingsåtgärder som genomfördes 1990-1992, vilka omfattade vattenfyllnad av dagbrott, tätning och täckning av lakrestområdet, behandling av lakvatten samt rivning av ett antal installationer och byggnader inom industriområdet (Länsstyrelsen, 1993). Vidare har de miljömål som sattes för lakrestområdet bedömts vara uppnådda. Således har konstaterats att efterbehandlingsåtgärder av dagbrott och lakrestområde kan anses som avslutade.

Länsstyrelsen har dock bedömt att även de återstående industribyggnader från Ranstadverkets drift som inte längre används bör rivas. Länsstyrelsen konstaterar att man bör fullfölja den ambition som gällt för hela det tidigare genomförda efterbehandlingsarbetet av dagbrottet och lakrestområdet, nämligen att återställningen eller efterbehandlingen skall anpassas till naturmiljön i området.

Ansvarsfrågan

Ett särskilt företag, AB SVAFO, som bildats för ta hand om efterbehandlingsinsatser från de tidiga svenska kärnforskningsprogrammen har genomfört efterbehandlingen i Ranstad. Utöver den ursprungliga alunskifferbrytningen har dock flera andra verksamheter bedrivits inom själva industriområdet vilket medför att ansvarsfrågan för återstående arbeten är komplex.

7.2 Erfarenheter från Wismut

Uppgifter från Wismut har sammanställts från konferenspresentationer av Paul m.fl. (2009), Jenk m.fl. (2009), Barnekow m.fl. (2009), Schmidt m.fl. (2009), samt information hämtad från sidor på Internet (*Mindat.org* och *Bauverein Ronneburg*).

Bakgrund och platsbeskrivning

En av de största f.d. urangruvorna i världen, Wismut, ligger i Tyskland. Uranfyndigheten bröts mellan 1946 och 1990. Uranet bröts för att försörja Sovjetunionens behov av uran. Totalt utvanns 216 000 ton uran vid nio olika bearbetningsanläggningar som försörjdes med malm från 20 olika uranfyndigheter med olika geologisk karakteristik. Enligt *Mindat.org* och *Bauverein Ronneburg* förekommer exempelvis vid gruvan i Ronneburg en lång rad uranmineral (uraninit, pechblände, koffinit, olika urankarbonat, olika mineral som även innehåller arsenik, vanadin, koppar m.fl.) och andra tungmetaller/halvmetaller (Cu, Pb, V, Mo, Ni, Sn, Hg, As, Sb, Se, S, Fe, Ba, Mn, Mg, Ti, Zr, F, I, P, Ag). Uranet förekommer i lerskiffrar, kalksten och längs diabasgångar. Till en del har bergmaterialet genomgått en intensiv vittring där uranmineraliseringen ombildats. Två huvudtyper av uranmineraliseringar anges av *Bauverein Ronneburg* : pechblände associerat med karbonater och pechblände associerat med sulfidmineral. Gruvorna i Schlema-Alberoda och Pöhlta utgörs av sprickmineraliseringar i kristallint berg. Ytterligare en typ av mineralisering representeras av gruvan i Gittersee som är en bituminös kolfyndighet med uranhaltigt kol.

Uranhalten var låg, cirka 0,1 % i genomsnitt, varför mängden avfallsmaterial är betydande. Brytningen hade full prioritering på produktionen av uran utan hänsyn till omgivningspåverkan. Efter brytningen lämnades stora mängder avfall kvar som nu är föremål för efterbehandling i stor skala. Totalt omfattas ett område som är 37 km² stort och innehåller 320 miljoner m³ gråbergsavfall, 178 miljoner m³ lakrester, ett stort dagbrott och fem stora underjordsgruvor.

Efterbehandlingsplaner

Efter tyska återföreningen övertog det federala finansministeriet ägandet av Wismut och Sovjetunionen undantogs från allt framtida ansvar för efterbehandling av området. Grunden till efterbehandlingen lades med att en särskild "Wismut Act" antogs 1991 av den tyska Förbundsdagen (parlamentet). En första avvecklingsplan lades fast och en budget motsvarande 6,6 miljarder € anslogs. Efterbehandlingsplanen omfattar mer än tusen olika objekt som ska åtgärdas. År 2003 fattades beslut som möjliggör att ytterligare objekt infogades bland dem som ska återställas.

De projektmål som sattes upp då efterbehandling inleddes var att utgående från legala krav avhjälpa hälsorisker, åtgärda redan uppkomna miljöskador, samt förebygga uppkomsten av framtida faror (regleras av "The Federal Mining Act"). Krav på vattenkvalitet beslutas av delstatsmyndigheterna i Sachsen och Thüringen. De radiologiska riskerna, kraven på efterbehandlingsåtgärder och avvägningar av kraven på åtgärder regleras av "The Atomic Act" och "The Radiation Protection Ordinance", samt att de krav som ställs av ICRP (International Commission for Radiation Protection) måste vara uppfyllda. Åtgärder utformades med utgångspunkt från de platsspecifika förhållandena för de olika delobjekten.

Åtgärdsprogrammet inriktades på antingen fullständig eliminering av föroreningskällan genom urgrävning och transport till annan plats, eller inneslutning av föroreningarna på plats genom stabilisering eller övertäckning för att minska läckage och spridning. Metoderna kombinerades med åtgärder för vattenrening. Åtgärderna optimerades för att ge bästa möjliga nytta för kostnaderna. Åtgärderna av individuella objekt har utretts och beskrivits i miljökonsekvensbeskrivningar. Man har funnit denna riskbaserade metod mer effektiv än reglering via generellt fastslagna åtgärdskrav för åtgärderna. Ett mer effektivt resursutnyttjande genom en koppling av åtgärderna till de lokala riskerna rapporteras ha erhållits på detta sätt.

Åtgärdsprogrammet inleddes 1991 och de aktiva åtgärderna beräknas vara avslutade 2015. År 2008 var återställningsarbetet i underjordsanläggningarna färdigställda till 98 %. Rivning av anläggningar ovan jord, efterbehandling av gråbergsdeponier, stabilisering av lakrester, samt rensning av området från farligt material bedöms vara färdigställt till 70 %.

Specifika tyska erfarenheter av återställning av urangruvor saknades i Tyskland då projektet inleddes, varför man i stor utsträckning har nyttiggjort internationella erfarenheter och kunnande. Man nämner som särskilt viktigt det samarbete som genomfördes med det amerikanska energidepartementets program UMTRA samt med kanadensiska partners.

Återställningsaktiviteterna omfattar följande huvudaktiviteter:

- Rivning av byggnader och ytanläggningar, samt rensning av cirka 3700 ha markområden där anläggningar legat.
- Efterbehandling av cirka 50 gråbergsupplag innehållanden cirka 320 miljoner m³ gråberg med en specifik aktivitet mellan 500 och 1000 Bq/kg⁶.
- Stabilisering av 10 upplag innehållande cirka 178 miljoner m³ lakrester med en specifik aktivitet upp till 10 000 Bq/kg.
- Tillslutning av fem underjordsgruvor, inkluderande uppfyllning med vatten.
- Avslutning och återfyllning av ett stort dagbrott.
- Vattenbehandling.
- Genomförande av ett miljöövervakningsprogram.

Gråbergsupplag

Vid Ronnebergs gruvområde har gråbergsavfall med de mest syrabildande egenskaperna placerats i botten på dagbrott under grundvattenytan för att förhindra vidare oxidation och alkaliskt material tillsattes. Gråberg med nettobuffrande egenskaper placerade högst upp. Cirka 131 miljoner m³ gråberg flyttade och placerades i dagbrottet, där sedan tidigare placerats cirka 76 miljoner m³ gråberg.

Vid Schlema har 20 upplag med totalt cirka 12 miljoner m³ gråberg efterbehandlats genom anpassning av släntning till mellan 1:2,5 och 1:2. Upplagen har täckts med jordtäckning vars främsta syfte är att minska emissionen av radongas. Efter täckning har jordytan besatts för att motverka erosionsrisker.

Vid Seelingstädt har gråberget sedimentärt ursprung. Gråbergsavfallet efterbehandlades i ett tidigare skede genom återvegetering enligt de krav som gällde på 1960- och 1970-talen. Gråbergets buffringsegenskaper utnyttjas i det pågående efterbehandlingsprojektet för övertäckning av lakrester som deponerats i det tidigare dagbrottet. Totalt har cirka 23 miljoner m³ utnyttjats för detta ändamål.

Lakrestupplag

Efterbehandling av lakrester sker genom stabilisering, anläggning av erosionsskydd och åtgärder för att förebygga omgivningspåverkan. Samtliga lakrestupplag inom Wismut-projektet efterbehandlas under torra former. Beslut om detta fattades efter utredningar inklusive probabilistisk riskbedömning där vägdes in efterbehandlingskostnader, hälso- och miljömässiga fördelar och socioekonomiska faktorer, allt i syfte att utveckla en platsspecifik efterbehandlingsmetodik som är långsiktigt uthållig. Följande åtgärder genomförs vid efterbehandlingen:

- Vatten i dammar dräneras bort.
- Tillfällig övertäckning sker av lakresterna.
- Anpassning av släntlutningar på dammkonstruktioner och upplagsytor för att tillgodose långsiktig stabilitet och ytavrinning av nederbörd.
- Påförande av sluttäckning och etablering av vegetation.

Metoder för sluttäckning

Sluttäckning av såväl lakrestupplag som gråbergsupplag sker i syfte att reducera direkt strålningspåverkan från upplagen, att minska avgång av radon, att begränsa infiltration och utgöra ett underlag för vegetationsetablering. Mer än 1100 ha lakrester och gråbergsupplag kommer att täckas

⁶ Bq = 1 sönderfall/s, Bq/kg = 1 sönderfall/s per kg material

över på detta sätt. Tätlager utgörs av finkorniga jordar, medan skyddskikt består av jord med blandad kornsstorleksfördelning. Så långt det är möjligt utnyttjas avbaningsmassor om egenskaperna är lämpliga för ändamålet. Följande typer av täckskiktsutföranden förekommer:

- Enkel jordtäckning, 0,3-0,5 m skicktjocklek, används för objekt där avfallet har goda buffringsegenskaper eller har bedömts ha obetydlig miljöpåverkan.
- Så kallade Store-and-Release-covers, cirka 1-1,5 m tjocklek, dvs täckskikt som utformas för att absorbera nederbörden och därefter genom avdunstning och avrinning hindra vattnet att nå ner i avfallet.
- Flerskiktstäckning bestående av ett lågpermeabelt tätskikt, överlagrat av ett eller flera ytterligare lager för dränering och fukthållning, total tjocklek cirka 2-2,5 m. Denna täckning används där strikt kontroll av infiltration krävs.
- Reaktiva täckskikt utnyttjas för övertäckning av gråbergssupplag på två platser.

Vattenfyllning av underjordsgruvor

Det var en stor teknisk utmaning att försluta schakt och gruvgångar inom gruvfält med en total utbruten volym på cirka 80 miljoner m³ på ett säkert, miljövänligt och kostnadseffektivt sätt. I slutet av 2008 var uppfyllnaden med vatten till stora delar färdig. Återstår gör en lång period med vattenrening och miljöövervakningsprogram. Erfarenheter visar att platsspecifika betingelser påverkar hur de olika projekten genomförs på bästa sätt.

I Ronneburg pågår uppfyllnaden med vatten sedan 1998 till en förutbestämd nivå. Vatten som flödar ut vid markytan samlas upp för behandling. Förväntad behandlingstid är minst 20 år. Vissa problem har uppmärksammats med uppsamlingen av förorenat gruvvatten, vilket bland annat trängt ut via gamla borrhål och resulterat i förhöjda halter i recipient.

I Schlema-Alberoda är uppfyllnaden med vatten slutförd. Vatten strömmar ut genom en dränagetunnel till gruvan och genomgår vattenrening. Förväntad behandlingstid är minst 20 år.

I Pöhla har vattenfyllning skett fram till 1995 och en dränagetunnel utnyttjas för avledning av vatten. Vattnet behandlas i passiv våtmarksanläggning och det finns en redundant vattenbehandlingsanläggning som kan användas vid behov.

I Gittersee har uppfyllnad skett fram till 2003. Grundvatten planerades få strömma diffust ut i berggrunden/jorden utan någon vattenbehandling. Detta koncept fungerade dock inte som avsett, problem uppstod med utströmmande förorenat grundvatten i ett närbeläget samhälle. Åtgärder genomförs där en 3 km förlängning av en dränagetunnel anläggs för att säkerställa att lakvatten från gruvan effektivt kan samlas upp.

Vattenfyllningen har gett upphov till ett antal väntade och oväntade effekter såsom:

- Förändrade hydrogeologiska förhållanden med utströmning av förorenat grundvatten
- Geomekaniska effekter av de ändrade tryckförhållandena (hävning, sjunkning, tektonisk aktivitet, sättningar)
- Gasfrigörelse i samband med uppfyllningen med vatten (utsläpp av radon och radondöttrar)

Vattenkvaliteten har initialt varit kraftigt påverkad av förekomsten av vittringsprodukter i gruvorna. Vittringen har uppkommit till följd av oxidation under gruvans driftperiod då dränerade förhållanden har medgett att luftsyre trängt in i bergmaterialet och oxiderat sulfidmineral, reducerade uranmineral mm. Vittringsprodukter i form av olika sulfatmineral, järnoxider mm har ansamlats i gruvorna. Då gruvorna vattenfylls sker en urtvättning och upplösning av lättlösliga vittringsprodukter och resulterar i ett kraftigt förorenat gruvvatten. Den initiala föroreningspulsen i gruvvattnet förväntas i flertalet fall avta i takt med att gruvvattnet omsätts då mer grundvatten strömmar igenom systemet. Man har noterat en tämligen god överensstämmelse med en tumregel som säger att den initiala föroreningspulsens längd motsvarar cirka 4 gånger den tid det tar att fylla upp gruvan med grundvatten.

Man har noterat mycket heterogen sammansättning på gruvvattnet i olika punkter och vid olika tillfällen. En bidragande orsak till föroreningspåslaget i gruvvattnet har konstaterats vara att inströmmande ytvatten/grundvatten på vissa platser i gruvorna utgörs av lakvatten från gråbergssupplag. Vattenkvaliteten på det utströmmande gruvvattnet som fångas upp för behandling tenderar att bli mer homogen med tiden. På vissa platser noteras en kraftig stratifiering av gruvvattnet där vattnet på större djup har väsentligt högre föroreningshalter än ytligare nivåer.

I Pöhlgruvan observeras en snabb minskning av halterna uran och sulfat i gruvvattnet, en effekt som endast till en mindre del kan förklaras av utspädning med inströmmande grundvatten. En sannolik förklaring är mikrobiell sulfatreduktion som leder till ombildning av sulfat till sulfid och omvandling av uran till svårslösliga reducerade former. Detta är en form av naturlig fastläggning av uran i gruvans djupare delar. Efter tre år har uranhalterna minskat till under de tillåtna utsläppsnivåerna. I kontrast till detta visar dock arsenik och radium ingen minskning av halterna i gruvvattnet. Radium är vanligen bundet i form av samfällningar med baryumsulfat och/eller gips, varför den minskade sulfathalten kan förklara att radium snarast tenderar att öka i gruvvattnet under den initiala fasen till en konstant förhöjd nivå på cirka 3-5 Bq/l⁷. Arsenikhalterna visar en liknande trend som radiumhalterna och ökar inledningsvis till en konstant förhöjd nivå på cirka 2-3 mg/l.

I Schlemagruvan är observationerna liknande de i Pöhla, men inströmningen av syresatt grundvatten är högre i Schlema. Sulfathalterna ligger därför på en relativt konstant hög nivå mellan 1-2 g/l. Radiumhalterna är på motsvarande sätt lägre än i Pöhla, cirka 2-3 Bq/l. Arsenikhalterna avtar långsamt från en hög nivå, initialt cirka 7 mg/l och i nuläget mellan 1-2 mg/l.

Vattenbehandling

Såväl gruvvatten som lakvatten från deponier behandlas. Halterna av uran i ingående vatten till reningsanläggningarna varierar från 0,2 – 13 mg U/l. Ett flertal reningsanläggningar finns med kapaciteter upp till 1150 m³/h. I flertalet anläggningar används kalkning. En passiv behandlingsanläggning i form av ett konstruerat våtmarksområde är i funktion med en kapacitet på 20 m³/h. Utsläppsvillkoren är platsspecifika och ligger på nivån 0,2-0,5 mg U/l för högsta koncentration och 0,1-0,3 mg U/l mätt som årsmedelvärde. Det kan noteras att den passiva våtmarksanläggningen har de hårdaste utsläppsvillkoren på 0,2 mg U/l, där rening även sker av arsenik, järn och radium. Uppföljningar för 2007 visar att de totalt utsläppta mängderna av uran är mellan 5 % och 44 % av tillåtna mängder för de olika anläggningarna.

Något varierande erfarenheter finns från olika gruvor beträffande hur väl man lyckats prediktera behovet av behandlingskapacitet för gruvvatten. Svårigheter att bedöma mängden inströmmande grundvatten, hur vatteninflödet ändras då gruvan successivt fylls med vatten, samt porvolym i bergmaterial och återfyllnadsmaterial har uppmärksammats.

Undersökningar av bioupptag av arsenik i andmat *Lemna gibba* L.

Undersökningar av upptaget av arsenik i andmat nedströms urangruvorna i Langenfeld och Neuensalz-Mechelgrün visar en hög anrikning jämfört med halterna i vattnet. Jämförelser med laborietester indikerar dock att upptaget är lägre till följd av konkurrerande joner i lakvattnet. Upptaget rapporteras dock vara tillräckligt högt för att vara intressant dels som bioindikator, dels som kandidat för bioremediering av lakvatten (Mkandawire och Dudel, 2005).

Undersökningar av fastläggning av föroreningar i glaciala sediment

Fastläggning och fördelning av olika föroreningar i glaciala sediment nedströms tidigare urangruvor i Ronneburg visar att olika tungmetaller anrikats i distinkta zoner. En kraftig anrikning rapporteras i järnrika sedimentskikt, främst där kristallina järnfaser förekommer, av arsenik, zink, nickel, koppar, krom, kobolt, uran och kadmium. Kadmium, nickel och kobolt återfanns dock även i ännu högre halter i ett grått manganrikt skikt (Burkhardt m.fl., 2009).

⁷ Bq= antal sönderfall/s, Bq/l = antal sönderfall/s per liter lakvatten

7.3 Erfarenheter från USA

Olika typer av efterbehandlingslösningar för lakrester från urangruvor med jordtäckning har undersökts och utvärderats av US DoE-LM⁸ (Waugh, 2009). Krav på funktionen hos övertäckningen regleras i Uranium Mill Tailings Control Act of 1978 (UMTRCA). Olika metoder för att uppfylla kraven har successivt utvecklats. Grundläggande krav är bland annat att reducera spridningen av radon och att funktionen ska upprätthållas under minst 1000 år. I syfte att kunna ge styrning för hur efterbehandling ska ske på bästa sätt arbetar DoE-LM med uppföljning och utvärdering baserat på tre komponenter: 1) övervakning och mätning av genomförda efterbehandlingsprojekt, 2) modellering, samt 3) studier av naturliga analogier.

Tidiga utformningar bestod av en trelagersstruktur med 1) kompakterad jord (tätskikt) ovanför lakresten med syfte att kvarhålla radon, 2) ett dränagelager av grus eller grov sand, samt 3) ett ytlager av bergkross som erosionsskydd. Problem uppmärksammades med etablering av växter med djupa rötter som efter några år penetrerade tätskiktet och resulterade i förhöjd genomsläpplighet. Då växtrötterna dör efterlämnar de makroporer i jorden som ger en ökad permeabilitet. Växterna själva kan även ha förhöjda halter av bland annat U, Mo, ²²⁶Ra, ²³⁰Th och ²¹⁰Po. Spridning av radon till atmosfären kan öka till följd av växternas transpiration. Skador på tätskikt har även noterats till följd av grävande djur, såsom präriehundar. (Waugh, 2009).

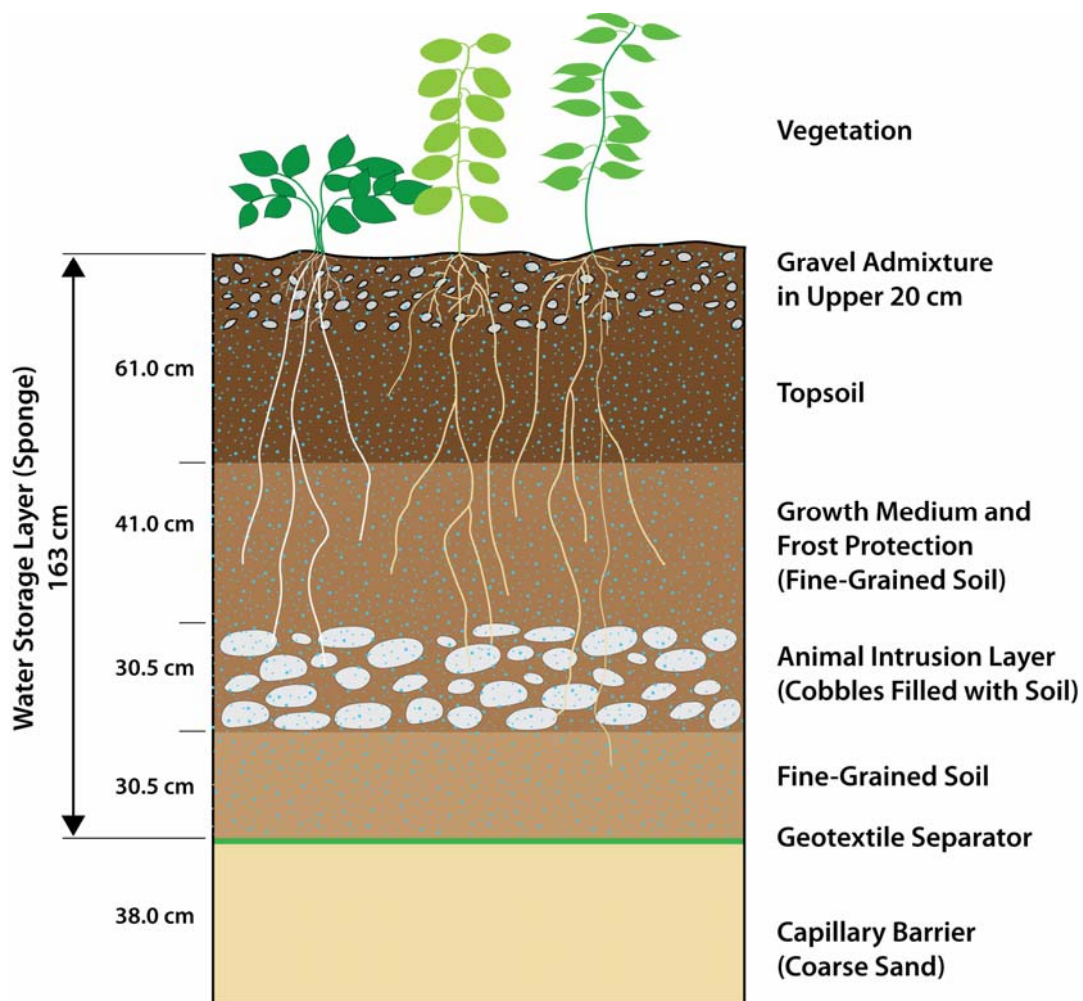
En tätskiktstruktur i Shiprock, New Mexico uppfördes 1986 bestående av cirka 2 m tätskikt av siltig lerjord, 15 cm dränagelager av sand och ett 30 cm erosionsskyddande skikt av natursten. Årlig nederbörd i området är cirka 150 mm/år. Tätskiktet visade i laboratorietest en mättad hydraulisk konduktivitet på mellan $6,4 \cdot 10^{-10}$ och $2,3 \cdot 10^{-8}$ m/s. Uppföljande fältmätningar med neutron-hydroprob cirka 14 år senare visade att tätskiktet och det översta lagret av lakresten var vattenmättade. In situ-mätningar, dels inom områden där växter med djupa rötter penetrerat tätskiktet, dels inom områden utan växtlighet, visade en genomsnittlig hydraulisk konduktivitet på $4,4 \cdot 10^{-7}$ m/s, med stor variabilitet. Överenskommelser med tillsynsmyndigheterna ställer för närvarande krav på växtbekämpning med herbicider. (Waugh, 2009).

Inverkan av rotpenetration har även studerats för ett tätskikt i Burrell, Pennsylvania. Nederbörden är här högre, cirka 1000 mm/år. Tätskiktet består av 90 cm kompakterad jord, ett 30 cm dränageskikt av sand och ett 30 cm erosionsskyddsskikt av makadam. Efter 3 år noterades etablering av flera arter med djupa rotsystem och efter cirka 10 år hade rötter trängt igenom tätskiktet. Mätningar visade en genomsnittlig hydraulisk konduktivitet på $3 \cdot 10^{-7}$ m/s inom områden med rotpenetration i tätskiktet och $2,9 \cdot 10^{-9}$ m/s inom områden utan växtlighet. Viktat medelvärde för tätskiktet uppskattades till $4,4 \cdot 10^{-8}$ m/s. Undersökningar av ett närliggande naturligt markområde med en jordstruktur liknande den i tätskiktet, vilket bedömdes kunna utgöra en rimligt god naturlig analogi för ett långsiktigt ekologiskt scenario, visade en genomsnittlig hydraulisk konduktivitet på $1,3 \cdot 10^{-6}$ m/s, vilket uppges orsakas av makroporer i jorden till följd av maskar, rotkanaler och naturliga omlagrings- och erosionsprocesser i jorden. Trots att målen för hydraulisk konduktivitet inte uppnås förväntas inte deponin ge upphov till oacceptabla hälso- och miljörisker till följd av låg föroreningsgrad (Waugh, 2009).

Erfarenheter från uppföljningsarbetet ledde fram till en vidareutveckling av tätskiktetsdesignen. Ett delvis annorlunda tankesätt baserat på hydrogeologisk isolering av lakresterna utvecklades för de semiarida förhållandena i Monticelli, Utah, där tätskiktet absorberar nederbördsvattnet för att sedan under torra perioder sugas upp av växtligheten och avdunsta. Tätskiktet består av ett cirka 40 cm dränageskikt av grovsand, på vilket lagts ut ett drygt 1,6 m tjockt finkornigt jordlager. I det finkorniga jordlagret har på cirka 1 m djup blandats in natursten som skydd mot grävande djur. I ytan har inblandning av grus skett som skydd mot erosion. En illustration ges i figur 7. Uttestning och uppföljning har genomförts med omfattande lysimeterförsök i varierande skala upp till en storlek på 3 ha. Resultaten från de mer storskaliga testen visar en perkolation av nederbördsvattnet genom

⁸ Department of Energy Office of Legacy Management

täckskiktet på cirka 0,05 mm/år, vilket med god marginal underskrider US EPA⁹ designkriterium på 3 mm/år (Waugh, 2009).

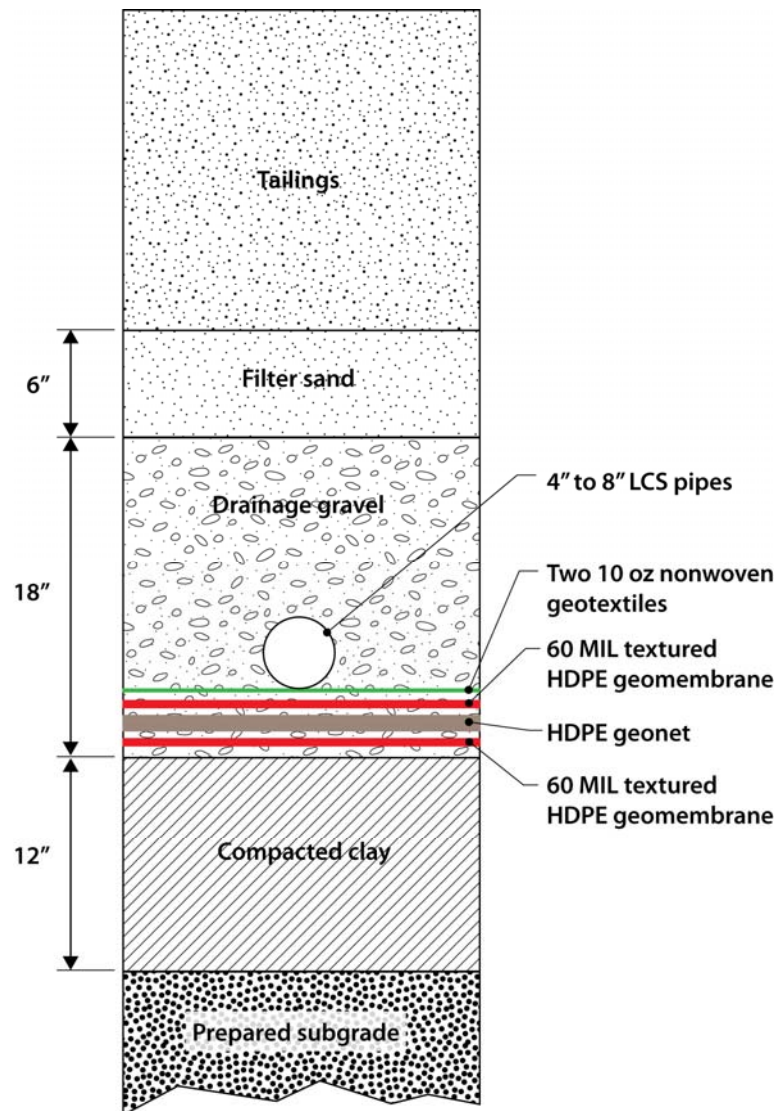


Figur 7 Täckskiktsdesign i Monticell, Utah, baserad på absorption av nederbördsvattnet i jordtäcknet, vattenuptag i jorden med växter och avgivande av vattnet via avdunstning (bilden modifierad efter förebild från Waugh, 2009).

⁹ US Environmental Protection Agency

En generell slutsats från undersökningarna är att metoder bör sökas som strävar efter att samverka med naturen. Man drar här slutsatsen att utformningen av lågpermeabla täcksiktstrukturer inte uppfyller detta kriterium eftersom strävan här är att motverka inströmningen av vatten i avfallet, vilket medför ett långsiktigt behov av övervakning och underhåll. (Waugh, 2009).

För mycket torra klimatförhållanden har en design tagits fram för en planerad deponi för våta uranlakrester med botten tätning under driftperioden som uppfyller krav på bästa tillgängliga teknik (BAT) (Davis m.fl, 2009). Metoden bygger på tät botten under deponerat avfall och uppsamling av lakvattnet i ett dränagesystem, se illustration i figur 8.



Figur 8 Design av botten tätning och dränagesystem för uppsamling av lakvatten som bedöms uppfylla kraven på BAT-teknik. Utformningen är avsedd för deponering av våta uranlakrester i torrt ökenklimat i västra USA (bilden modifierad efter förebild från Davis m.fl., 2009).

7.4 Erfarenheter från Kanada

Forskning

Ett kanadensiskt forskningsprogram National Uranium Tailings Program bedrevs under perioden 1982-1987. Programmets huvudsakliga inriktning var att ta fram en beräkningsmodell för prediktering av olika åtgärdslösningars effektivitet över lång tid. Programmet kallades UTAP, Uranium Tailings Assessment Program. Stor vikt lades vid att programmet och dess resultat skulle vara accepterade av tillståndsmyndigheterna. Undersökningar och tester genomfördes även med olika typer av liner-material. Rapporterade resultat indikerar en reduktion av lakvattenmängden med cirka 90 % för de olika materialen. Försök genomfördes även med jonbytare för att fånga in radium i lakvatten. Resultaten visade en reduktion av ^{226}Ra med cirka 98 %, vilket var så positivt att Key Lake Mining Corporation byggde en anläggning som rapporterades ha fungerat bra under två års drift (John, 1987).

En mängd beräkningar redovisas. Intressant är att man i modelleringsresultat redovisar ett ökande läckage av ^{226}Ra från lakrestdeponier då pyrit utarmats till följd av vittring. De sulfatjoner som skapas av pyritvittringen håller nere lösligheten av radium. Vidare har man visat i försök att ^{226}Ra frigörs från gipsutfällningar i hög takt och oberoende av pH. I samfällningar med bariumsulfat sker en mycket långsammare frigörelse av ^{226}Ra . Den allra effektivaste fastläggningen av ^{226}Ra rapporteras dock ske genom samfällning med bly-sulfat. Frigörelse av torium rapporteras öka vid lågt pH och höga sulfathalter. (John, 1987).

Inom programmet genomfördes även undersökningar av de olika deponerings- och efterbehandlingsmetoder som använts för lakrester och gråberg, inkluderande följande metoder (Feasby, 1987):

- Avvattnings och konsolidering
- Uppföljande undersökningar av täckskikt
- Undersökningar av olika deponiers stabilitet
- Grundläggande undersökningar av frysteknologi och påverkan av permafrost
- Undersökningar av inverkan av avsvavling av lakrester och inverkan av förtjockning av ytlager i lakrestdeponier
- Undersökning av för- och nackdelar med olika profiler på deponiernas överyta vid avslutning

Undersökningar av lakrestdeponin Nordic Main i Elliot Lake visar att dränagevatten bildas som tränger ner som en plym i underlagrad permeabel akvifär av sandigt material (Morin m.fl., 1988a-b, Morin och Cherry, 1988). Lakvattenplymen kan delas in i tre olika zoner: 1) en inre zon som kan karakteriseras som surt lakvatten som bildats i lakresterna, 2) en neutralisationszon där vatten från den inre zonen neutraliseras genom buffring varvid föroreningshalterna sjunker betydligt, och 3) en yttre zon som består av en blandning av neutraliserat lakvatten från zon 2 och pH-neutralt processvatten från bearbetningen av malmen. Undersökningarna visar att plymen sprids cirka 1 m/år, vilket är cirka 1/440-del av grundvattnets flödes hastighet. Några viktiga kemiska processer som leder till den observerade fördröjningen av plymen inkluderar buffring med kalcit, utfällning av siderit (järnkarbonat), utfällning av gips, samt bildning av olika sekundära mineral av aluminium- och järnoxider. Många föroreningar samfälls med de utfällda ämnena.

Under senare år har omfattande forskning bedrivits i Kanada, bland annat inom ramen för Mend-programmet (Mend, 2009). Denna forskning har dock inriktats mot gruvindustrins generella miljöproblem, framförallt försurningsproblematik, och inte specifikt mot uranutvinning.

Olika utvecklingssteg för hanteringen av uranlakrester

Tidig brytning av uranhaltiga malmer var fokuserade på utvinning av radium och uranet utgjorde före 1940 en avfallsprodukt som saknade värde. Utvecklingen av hanteringen av lakrester från urangruvor i norra Saskatchewan kan indelas i fyra steg (Botham, 2008):

- Före 1977 saknades all form av kontroll av urangruvor och bearbetningsanläggningar och lakrester och processvatten släpptes ut fritt. Ett exempel är Beaverlodgegruvan där under 1950-talet en slurry av lakrester med 21 % TS-halt släpptes ut direkt i sjön. Endast den grövre sandfraktionen avskiljdes för användning som återfyllning i gruvan.
- 1979-1982 inleddes deponering av lakrester i deponier ovanför grundvattenytan. Efter avvattning och konsolidering av de deponerade lakresterna sker övertäckning med jord och växtlighet etableras. Övertäckningen ska tillgodose behovet av långsiktig stabilitet och effektiv dränering av ytavrinnande nederbördsvatten. Lakrestdeponin vid Rabbit Lake-gruvan var det första objektet som använde denna teknik. Lakrestdeponin är belägen i en smal dalgång och avgränsas i två riktning av jorddammar.
- 1982-1997 inleddes deponering av lakrester i dagbrott med dräneringsskikt av gråberg och sand i botten och längs sidorna. Deponerat material hålls dränerat genom pumpning från sumpgrop. Avvattningen leder till konsolidering av deponerade lakrester. Slutligen sker övertäckning av ytan med rent jordmaterial, varefter pumpningen upphör och dagbrottet vattenfylls. Då grundvattenförhållandena har återställts kommer strömningen ske huvudsakligen runt de konsoliderade lakresterna i det mer permeabla dräneringsskiktet som omger lakresterna närmast berget. Deponering av lakrester i dagbrottet vid Rabbit Lake-gruvan var det första objektet som använde denna teknik.
- De senaste åren har deponering av lakrester i dagbrott med återställning till naturliga grundvattenförhållanden och anpassad deponering av olika typer av lakrester. McClean Lake-gruvan var först med denna teknik. Grundvattenavsäckning sker i en yttre ring runt dagbrottet vilket skapar ett inåtriktat grundvattenflöde och en grundvattenyta i nivå med den lakrest som deponeras, medan en mindre mängd dränagevatten från lakresten samlas upp innanför denna grundvattenskärm och återcirkuleras. Efter avslutad drift avslutas grundvattenpumpningen och naturlig grundvattennivå återställs i dagbrottet med dess deponerade lakrester. De konsoliderade lakresterna bedöms ha en lägre hydraulisk konduktivitet än omgivande sandstensformationer varför grundvattnet efter återställning av naturliga nivåer preferentiellt kommer att flöda i det permeabla berget runt de deponerade massorna snarare än genom avfallet.

Exempel på miljörelaterade frågor som uppmärksammas

I Ontario har totalt 13 urangruvor brutits, varav 4 har haft produktion in i 1990-talet. Totalt har brutits 160 miljoner ton malm under 40 års drifttid. Vid de 4 modernaste finns totalt cirka 145 miljoner ton lakrester deponerat. Lakresterna har ett högt pyritinnehåll och sura vittingsprocesser är det dominerande miljöproblemet. Cirka 85 % av det ursprungliga naturliga innehållet av radioaktiva ämnen finns kvar i det de deponerade lakresterna (Botham, 2008). I referensen ges inga detaljer om uppnådda effekter av de olika åtgärderna.

I Key Lake-gruvans lakrestdeponi i det tidigare dagbrottet Dielmann har rapporterats skred av sandig jord ner i dagbrottet där sanden till en del blandats in i lakresten. Deponeringsprincipen bygger till en del på lakrestens låga hydrauliska konduktivitet. Jordrasen befaras därför på lång sikt kunna leda till ökad grundvattengenomströmning genom lakresterna till följd av tillskottet av genomsläpplig sandjord. Camenco som äger gruvan har redovisat beräkningar som visar endast små effekter på den hydrauliska konduktiviteten och att detta inte kan förväntas leda till oönskade effekter på deponins egenskaper (www.wise-uranium.org).

I samband med utvidgning av brytningszonen McArthur River-gruvan skedde ett kraftigt ökat inflöde av grundvatten i gruvan som tillfälligt fick stängas. I samband med grundvatteninflödet uppmärksammades en ökad exponering för radon av personal i gruvan (www.wise-uranium.org).

Vid Key Lake-gruvan har förhöjda halter av selen och molybden i processvatten uppmärksammats. En trestegs åtgärdsplan har 2007 godkänts och tillfogats i myndighetstillståndet för gruvan (www.wise-uranium.org).

Undersökningar av sediment i Hidden Bay, Wollaston Lake, vid Rabbit Lake-gruvan har visat att de naturliga bakgrundshalterna på cirka 3 µg uran/l ökat till cirka 25 µg/l år 2000 och fördubblades därefter varje år fram till 2003 då halterna var cirka 250 µg/l. Åtgärder för att minska utsläppen av uran från processen har genomförts varvid halterna minskat till cirka 90 µg/l vid mätningar 2004 och 2005 (www.wise-uranium.org).

7.5 Erfarenheter från Australien

Uran har brutits i Australien under lång tid. Redan under det tidiga 1900-talet bröts uranfyndigheter bland annat i Radium Hill, dock var utvinningen till en början inriktad på radium. Bland de första urangruvorna var Rum Jungle (norra Australien) och Mary Kathleen i Queensland. Under 1970- och 1980-talen öppnades urangruvorna Ranger och Nabarlek (norra Australien), samt Olympic Dam (södra Australien).

I Australien har nya riktlinjer presenterats 2005 (Australian Government, 2005 *Code of Practice and Safety Guide: Radiation Protection and Radioactive Waste Management in Mining and Mineral Processing*). Man har här minskat detaljstyrningen av hur åtgärder ska utföras och ställer istället krav på funktionen (WNA, 2009d).

Även för in situ-lakning pågår ett arbete att ta fram riktlinjer. Ett utkast har cirkulerats för synpunkter (Australian Government, 2009 *National In Situ Leach Uranium Mining Best Practice Guide: Groundwaters, Wastes and Radiation Protection, Draft release for Public Comment*). Fokus ligger på skydd av grundvatten, hantering av restprodukter och strålskydd. Stor vikt läggs vid grundläggande karakterisering av de geologiska och hydrogeologiska förhållandena på platsen och dokumentation av miljöstatus före utvinningen startar (eng. baseline studies). Som generell princip gäller att bäst tillgängliga metoder ska användas, dock ska vad som är bästa teknik vägas av mot de platsspecifika förhållandena. Vidare tar riktlinjerna sin utgångspunkt i IAEA¹⁰'s princip att den strålningspåverkan som varje individ utsätts för och antalet strålningsexponerade individer ska hållas så lågt som är praktiskt möjligt, den så kallade ALARA¹¹-principen. En grundförutsättning är även att ständigt förbättringsarbete ska utföras i samråd med myndigheterna. Stora krav ställs på miljöövervakning under och efter driften. Val av utvinningsmetod, utformning av övervakningsprogram och val av metoder för omhändertagande av produktionsavfall (vätskeformigt eller slam) ska ta sin utgångspunkt i de hydrogeologiska förhållandena på platsen. Olika metoder för omhändertagande av processavfallet diskuteras inkluderande:

- Injektion av vätskeformiga processlösningar i djupa akvifärer där grundvattenkvaliteten redan är av dålig kvalitet.
- Injektion i bergmassa där utvinning redan slutförts. Här kan krav ställas på vattenbehandling före injektering för att säkerställa att ingen oacceptabel påverkan på grundvattenkvaliteten uppstår utanför en specificerad zon närmast gruvan.
- Industning av restlösningar från utvinningen på markytan och deponering av industningslammet i ovanjordsdeponier. Krav ställs att förfarandet inte får leda till påverkan på grundvattenkvaliteten.

7.5.1 Rum Jungle

Området omfattar flera olika fyndigheter där uran förekommer tillsammans med främst koppar, nickel och bly. Mellan 1950 och 1971 bröts cirka 860 000 ton malm och cirka 3500 ton uranoxid utvanns, vars främsta syfte var att försörja det brittiska och amerikanska kärnvapenprogrammet. Nära 16 miljoner ton gråbergsavfall skapades för att komma åt malmen. Uranet förekommer som torbernit ($\text{Cu}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$), autunit ($\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 11\text{H}_2\text{O}$), saléit ($\text{Mg}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) och små mängder pechblände. Från: <http://www.sea-us.org.au/oldmines/rumjungle.html>

¹⁰ IAEA = FNs Atomenergiorgan, International Atomic Energy Agency

¹¹ ALARA = As Low As Reasonably Achievable taking into account economic and social factors.

Bearbetning av malmen skedde genom lakning med svavelsyra, följt av koncentrerings av uranlösningen med jonbytesteknik, vilken senare byttes till vätskeextraktion och utfällning av uran med magnesiumhydroxid. Lakresten i form av en slurry pumpades initialt ut okontrollerat i ett lokalt vattendrag, senare i en grund damm, och under de sista åren i ett dagbrott. Parallellt utvanns koppar med heap-leaching.

Cirka 1 000 m³/dygn vätskeformig avfallslösning med cirka pH 1,5 släpptes ut från driften av bearbetningsverket. Sedimentation av stora mängder lakrester skedde längs utflödet till och i vattendraget. Påtagliga problem med erosion av lakresterna uppmärksammades och försök gjordes att minska erosionen genom att anlägga kulvertar och vallar av lakrester som täcktes med grus (en slags primitiva sildammar). Åtgärderna var begränsat verksamma och erosionen fortsatte med en uppskattad hastighet av cirka 1 cm/år över hela ytan fram till dess efterbehandling genomfördes 1984. Detta gav ett tillskott av sedimenterande material i vattendraget på cirka 3000 ton/år. Uppskattningar baserat på försök med lakrestmaterial visar en belastning till vattendraget av cirka 4700 kg Cu/år, 3500 kg Mn/år och 320 000 kg SO₄/år (<http://www.sea-us.org.au/oldmines/rumjungle.html>).

Från 1961 pumpades lakresterna till ett dagbrott. Lakvattnet samlades upp i särskilda dammar under den torra perioden av året för att sedan släppas ut i vattendraget vid höglödessituationer under den våta årstiden. Bedömningen gjordes att utspädningen skulle vara tillräcklig för att omhänderta lakvattnet på ett kontrollerat sätt. Senare tiders uppföljningar har ifrågasatt att utspädningen kan ha varit tillräcklig för att tillämpa den valda metoden. Metoden övergavs 1965 varefter lakrester och processvatten pumpades till ett annat dagbrott och lakvattendammarna revs. Under de avslutande åren av brytning fram till 1971 recirkulerades en viss del av lakvattnet som processvatten.

Med början 1960 rapporterades olika effekter på vattendrag nedströms gruvorna i Rum Jungle. Döende träd och frånvaro av fisk rapporterades 1960. 1962 rapporterades allvarlig förorening mellan 8 och 16 km nedströms gruvan. Höga föroreningshalter och döda sötvattenräkor och småfisk rapporterades 1963. En kommitté utsedd av senaten konstaterade att ett av de allvarligaste föroreningsproblemen i Norra territoriet orsakas av koppar- och uranbrytningen i Rum Jungle-gruvan. Utflödet av starkt försurat lakvatten i vattendragen gör vattnet otjänligt som dricksvatten för människor och boskap drygt 30 km nedströms gruvan. Vegetationen längs flodstränderna har förstörts och det bedömdes ta många år innan återhämtning är möjlig. 1971 konstaterade myndigheterna att inga påtagliga återställningsarbeten utförts. Den huvudsakliga orsaken till föroreningsproblemen konstaterades vara dåligt utformade dammar för lakrester. Perioder med de mest allvarliga föroreningsproblemen kopplades till tillfällena då dammar för lakvatten brutits igenom. Det är inte klarlagt exakt hur stora utsläpp som förekommit från Rum Jungle eller hur omfattande spridning och ackumulation nedströms varit. Kända totala utsläpp från gruvan och bearbetningsanläggningen uppgår till cirka 2,300 ton mangan, 1,300 ton koppar, 200 ton zink, and 450 curies av radium. Koppar- och manganhalterna längs vattendraget har i medeltal uppmätts till cirka 1400-1500 gånger de naturliga bakgrundshalterna. Fortsatt vittring av pyrit och andra metallsulfider i lakrester och förorenad jord vid gruvan med utsläpp av försurande lakvatten som följd har bedömts kunna ske under minst 100 år framåt.

Fortsatta undersökningar visade en stor miljöpåverkan från deponerat gråbergsavfall. Oxidationen av pyrit och andra metallsulfider gav ett surt lakvatten med förhöjda halter föroreningar. Utsläppen resulterade i förstörelse av alla flora och fauna i ett lokalt vattendrag över en sträcka på 8,5 km nedströms gruvan till dess sammanflöde sker med större regionalt vattendrag. Även nedströms sammanflödet har rapporterats minskad biodiversitet över en sträcka på 15 km. Till detta kommer konstaterad storskalig spridning av lågaktiv radioaktivitet längs vattendragen och över ett område på över 100 km² av den nedströms belägna flodslätten (Pidsley, 2002).

Åtgärds mål

De ursprungliga åtgärds mål som ställdes upp för efterbehandlingen var att:

1. Uppnå en kraftig reduktion av föroreningsbelastningen till nedströms ytvattendrag av främst tungmetaller. Reduktionen ska motsvara en minskning av belastningen av koppar, zink och mangan med 70%, 70% respektive 56% räknat som årligt genomsnitt.
2. Minska föroreningsbelastningen i de två dagbrottssjöarna.
3. Minska hälsorisker för befolkningen, inklusive radiologiska risker.
4. Genomföra estetiska åtgärder, inklusive återvegetering.

Riktlinjer

- Ytvatten nedströms sammanflödet med regionalt vattendrag ska uppfylla nationella kriterier för dricksvattenkvalitet
- Vattenkvaliteten i lokalt vattendrag ska uppfylla de krav som följer av kravet på minskad belastning.
- Efterbehandlingsåtgärderna ska utformas för att upprätthålla sin funktion över en hundraårsperiod.
- De radiologiska utsläppen inklusive radon ska uppfylla de kriterier som utfärdats av delstatsmyndigheterna.
- Populationerna av flora och fauna ska vara likartade som de i omgivande bush och återställningsarbetet ska inte resultera i att främmande arter introduceras i området.
- Området ska efter genomförda åtgärder kunna utnyttjas för rekreativ ändamål med vissa inskränkningar.

Genomförda åtgärder

1. Behandling av surt lakvatten i dagbrottssjöar och återetablering av genomflödessystem för dagbrottssjöarna under den nederbördsrika årstiden.
2. Övertäckning av syraproducerande avfallsmaterial med lågpermeabelt lermaterial och kapillärbrytande skikt i syfte att reducera inträngning av vatten och syre.
3. Omformning av gråbergshögar och konstruktion av erosionsskydd för att underlätta dränering av vatten och minimera öppna vattensamlingar (ponding)
4. Sanering av låghaltigt radioaktivt material samt rester från heap-leaching av kopparmalm, samt deponering och övertäckning av detta material i ett av dagbrotten.
5. Återvegetation genom anläggande av betesmark.

Finansieringen av efterbehandlingen har varit en lång tvistefråga och de återställningsarbeten som genomförts i syfte att minska miljöpåverkan har finansierats med offentliga medel. Totala kostnader är cirka 18,6 miljoner australiensiska dollar.

Resultat

1. Behandling av surt lakvatten enligt det först åtgärds målet har uppnåtts. Baserat på medelhalterna av koppar, zink och mangan har belastningen reducerats med 95%, 80% respektive 70% jämfört med perioden före åtgärder genomfördes enligt mätningar 5,6 km nedströms gruvan.
2. Åtgärds målet att täcka över avfallet med lågpermeabelt material har uppnåtts. En signifikant minskning av föroreningsbelastningen i dagbrottssjöarna har åstadkommit.

3. Omformning av gråbergshögar och konstruktion av erosionsskydd i enlighet med det tredje åtgärds målet har uppnåtts enligt mätningar genomförda 1986.
4. Åtgärds målet om återvegetation har uppnåtts.

Ytterligare undersökningar rapporteras av Taylor m.fl (2003) som rör problem med täcksikt över gråbergsupplag. Följande slutsatser drogs:

- Den valda metoden med ett absorptionsstikt av jord för att fånga upp nederbörd som senare får avdunsta tycks ha fungerat väl under de 18 år som täcksiktet varit på plats då undersökningarna genomfördes
- Den valda utformningen med lokalt tillgängligt material för övertäckningen och kostnaderna för detta har inte nödvändigtvis varit ett bra val
- Bra övervakning och kvalitetskontroll under utförandet är viktigt för slutresultatet
- Det är viktigt att i samband med övertäckningen installera utrustning för övervakning och uppföljning, bland annat lysimetrar för mätning av infiltrerande vattenmängder, syrehalter i deponin, samt temperaturmätare.
- Uppföljande mätning av installerad utrustning ska ske periodiskt under många år
- Design av täcksikt måste ta med i beräkningen att bland annat termiter och myror kommer att kolonisera området på sikt under rådande klimatförhållanden
- Etablering av växter kommer att leda till risker för inväxt av rötter i täcksikteten vilket måste beaktas i designarbetet
- Väldesignade dränagesystem har visat sig vara effektiva även vid kraftiga regntillfällen
- Syreinträngningen kan reduceras av täcksikteten, men som högst med cirka 90 %
- Nedsättningen av täcksiktets hydrauliska egenskaper tycks vara kopplat till uppkomsten av torksprickor i lerbarriärer, materialomlagringar där finmaterial flyttas djupare ner och efterlämnar grövre strukturer, inverkan av växtrötter, samt inverkan av termiter.

7.5.2 Ranger

Gruvan ägs av Energy Resources of Australia och är belägen inom Kakadu National Park cirka 230 km öster om Darwin. Produktionen uppgick 1984 till 3 000 ton/år U_3O_8 . Gruvdriften startade 1980 och är pågående. Den ursprungliga malmkroppen var slutbruten 1995. Brytning påbörjades 1997 i ett andra dagbrott. Produktionen har idag en kapacitet på cirka 5 500 ton/år U_3O_8 (WNA, 2009c).

Lakrester lagras nu i det gamla dagbrottet. Problem med vattenhantering har rapporterats, bland annat ett utsläpp av cirka 2000 m³ förorenat vatten från en lakrestdamm som skedde 2002. Genombrott rapporteras 2007 ha skett i en utjämningsdamm vilket resulterade i att vattnet bräddade ner i dagbrottet. Rapporteringen av miljöeffekter vid Rangergruvan uppges vara ifrågasatt (Wikipedia).

Övervakning och uppföljning som utförts av Environment Australia, The Supervising Scientist (1999) redovisar slutsatsen att gruvdriften har skett på ett sätt som medgett att högt ställda mål för miljöarbetet kunnat uppfyllas för kulturlandskapet i Kakadu National Park. Vidare bedöms det inte troligt att läckage från deponerade lakrester ska komma att ge upphov till signifikant miljöpåverkan på kort eller lång sikt.

En redovisning av uppsatta miljökrav för gruvdriften vid Rangergruvan och resultaten från 30 års miljöövervakningsprogram ges av Jones (2009). Följande mål redovisas:

- De egenskaper som kvalificerat Kakadu National Park på Världsarvslistan ska upprätthållas
- Ekosystemens status ska bibehållas för de våtmarker som listats under Ramsar-konventionen
- Hälsoskydd ska upprätthållas för aboriginer och andra berörda grupper
- Den naturliga biologiska diversiteten ska bibehållas för de akvatiska och terrestra ekosystemen

Under mer än 30 år har ett oberoende miljöövervakningsprogram utförts av Australiska regeringens Supervising Scientist. Resultaten visar:

- Ingen detekterbar effekt på antal eller diversitet hos akvatiska organismer nedströms gruvan
- Ingen detekterbar signatur av ^{226}Ra som kan hänföras till gruvdriften har hittats i musslor som skördats i nedströms vattendrag
- Strålningspåverkan från gruvdriften i form av damm och radon vid närmast kontinuerligt bebodda plats är $< 0,01$ mSv/år, vilket motsvarar 0,4 % av den naturliga bakgrundsbelastningen.

7.5.3 Nabarlek

Urangruva belägen cirka 250 km öster om Darwin inom ett aboriginreservat. Brytning i dagbrott startade och slutfördes under 1979. Totalt bröts 546 000 ton malm med en genomsnittshalt av 1,84 % U_3O_8 . Bearbetning av bruten malm genomfördes mellan 1980 och 1988 och drygt 11 000 ton U_3O_8 utvanns. Efter bearbetningen återfördes lakresterna direkt till dagbrottet, något som gav en unikt effektiv materialhantering. Gruvan har nu efterbehandlats genom rivning av alla byggnader och övriga konstruktioner, täckning av lakresterna med gråberg och växtetablering. Problem rapporteras med trädfällen i samband med orkan. Uppföljning av omgivningspåverkan visar en viss ökning av jorderosion från gruvområdet jämfört med omgivande markområden. I lokala vattendrag som dränerar området har uppmätts förhöjda halter suspenderat material, upp till dubbla halten jämfört med uppströms gruvan. Påverkan på regionalt vattendrag är dock obetydligt (Supervising Scientist, 2001). Planer på vissa kompletterande återställningsarbeten har presenterats 2008.

7.5.4 Olympic dam

Olympic dam är Australiens största uranreserv och en av världen största urangruvor. Gruvan har en beräknad livslängd på över 200 år. Förutom uran utvinns även koppar (Australiens största fyndighet), silver och guld. Fyndigheten ligger på nivåer under 350 m under mark och bryts som underjordsgruva. Uranmineraliseringen är 7 km lång och 4 km bred. Brytningen inleddes 1988. Produktionen var cirka 9,1 miljoner ton totalt, med ett utbyte av 220 000 ton koppar och 4500 ton uranoxid år 2005 (Wikipedia). Huvuddelen exporteras till Europa, men även till Japan, Korea och USA. Kvarvarade malmfyndighet uppskattades 2007 till mer än 7 700 miljoner ton. Mineraliseringen innehåller en lång rad metaller och spårelement, inklusive koppar, silver, guld, uran, torium, svavel, arsenik, fosfor, titan, kobolt, fluor, cerium, lantan, neodym och yttrium. Uranet förekommer som uraninit, pechblände, brannerit ((U⁴⁺,Ca)[Ti,Fe³⁺]₂O₆) och koffinit ((U,Th)[(OH)_{4x}(SiO₄)_{1-x}]) (källa: Mindat.org).

Lakresterna deponeras över en yta på 360 ha och anläggningarna har designat för en mäktighet på 30 m. Malmreserven beräknas räcka åtminstone 70 år, vilket kommer att kräva en betydande utvidgning av lakrestdeponin. Slutlig utformning av efterbehandling av lakrestdeponin är inte fastlagd.

I en planerad expansion kan brytning komma att äga rum även i dagbrott (BHP Billiton, 2010).

7.6 Erfarenheter från Tjeckien

De tjeckiska erfarenheterna som redovisas nedan har hämtats från Michálek m.fl. (2009). Ett flertal urangruvor har brutits i Tjeckien. Uranmalmen förekommer i flertalet gruvor i smala zoner i hård berggrund såsom granit, de mineraliserade zonernas bredd är från cirka 1,5 m och upp till som mest cirka 10 m. I norra Tjeckien förekommer även uranmineraliseringar med större mäktighet i sandstens- och siltstensformationer. Brytning har i flertalet fall skett i underjordsgruvor, från ytan ner till som mest cirka 1550 m djup. I en gruva har in situ-lakning använts för utvinning av uran.

Efter avslutad drift har gruvorna återfyllts med grundvatten till en förutbestämd nivå, varefter nivån hålls konstant genom pumpning till en vattenbehandlingsanläggning. Behandlat vatten avleds till ytvattendrag. Acceptanskraven på vattenkvalitet för utsläpp i recipienten regleras bland annat av internationella överenskommelser för floderna Elbe och Danube.

7.6.1 Příbram

Příbram är den största urangruvan i Tjeckien. Totalt bröts drygt 50 000 ton uranoxid fram till 1990. Vattenfyllning av den utbrutna volymen på 23 miljoner m³ pågick fram till 2005. Det årliga mängden gruvvatten som pumpas upp för behandling uppgår till mellan 2,2 och 2,4 miljoner m³. Uran förekommer bland annat som uraninit och pechblände tillsammans med arsenik, antimon, bly, koppar, nickel, molybden, vanadin, zink, silver, järn, mangan, svavel, vismut m.m.

Gruvvattnet har konstaterats ha höga halter av uran, radium och andra föroreningar till följd av den oxiderande vittring som skett i väggar och schakt under driftperioden. Vittringsprodukterna frigörs nu i det grundvatten som strömmar in i gruvgångarna. Vattenrening sker genom luftning för att oxidera och fälla ut järn och mangan, följt av tillsats av bariumklorid för utfällning av bariumsulfat varvid även medfällning sker av radiumsulfat. Efter filtrering sker adsorption av uran med jonbytesteknik. Jonbytmassan elueras på sitt uraninnehåll som därefter fälls kemiskt för utvinning av uran. Totalt har cirka 23 ton uran utvunnits på detta sätt.

Undersökningar visar att uppumpat vatten, vilket i huvudsak utgörs av relativt ytliga grundvatten, har föroreningshalter mellan 2 och 9 mg U/l. Man räknar med att rening av det ytliga gruvvattnet kommer att fortsätta under minst 30 år. Prover tagna på djupare nivåer i gruvvattnet högre halter.

Detta är intressant då det visar att det kan bildas tämligen stagnanta zoner med mer förorenat grundvatten i djupare delar av gruvan. Så länge de hydrauliska förhållandena förblir ostörda är detta en fördelaktig situation eftersom en form av salthaltsskiktning (haloklin) bildas i vattenmassan som effektivt skyddar mot omblandning med ytligare grundvattenströmmar. Det finns dock även en risk med detta om en högflödessituation uppkommer, vilket skulle kunna resultera i frisättning och utflöde av kraftigt kontaminerat djupare gruvvatten.

Toxicitetsundersökningar av ytvatten och sediment nedströms en annan tjeckisk gruva (Olsí) visar inga akuta toxiska effekter, däremot detekteras en genotoxisk effekt i Ames-test som utförts i två varianter (med och utan S9-leverfraktion) (Hudcová m. fl., 2009).

7.7 Erfarenheter från några andra länder

Hantering av lakrester från uranbrytning har i flertalet fall inneburit deponering i syfte att begränsa spridningen av föroreningar och radionuklider till omgivningen. Det finns dock två kända undantag där lakresterna har pumpats ut i omgivningen utan någon kontroll (Diehl, 2004):

- Vid Bukhovogruvan i Bulgarien dumpades lakresterna i en small dalgång mellan 1947 och 1958. De finare partiklarna fördes med lakvattnet till ett närbeläget vattendrag. Vid intensiv nederbörd spreds det dumpade materialet över en större yta, vilket ledde till kontaminering av 120 ha jordbruksmark. Strålningsnivåerna ökade till cirka 100 gånger bakgrundsivån i markytan. Efter 1958 har de mest förorenade områdena hägnats in, men stängslen raserades med tiden. Radiumhalter på upp till 1077 Bq/kg har uppmätts i spannmål som växt inom området.
- Vid Mounanagruvan i Gabon har mer än 2 miljoner ton uranlakrester släppts ut i en bäck under perioden 1961 till 1975, vilket orsakat stora avsättningar förorenat material i dalbotten.

Mudd (2000) rapporterar om erfarenheter från in situ-lakning i urangruvor i bland annat fd Sovjetunionen, där extrema nivåer av grundvattenkontaminering förekommit. Exempel redovisas där föroreningsplymer sprits över stora avstånd och gett påverkan på dricksvatten.

8 Litteraturreferenser

- Allard, B. (2009): *Uranbrytning i Sverige – ett miljöproblem? FoU-seminarium vid SGU 10-11 mars 2009. Dokumentation, SGU rapport 2009:2, sid 38-39.*
- Australian Government (2005): *Code of Practice and Safety Guide for Radiation Protection and Radioactive Waste Management in Mining and Mineral Processing*
<http://www.arpana.gov.au/pubs/rps/rps9.pdf>
- Australian Government (2009): *National In Situ Leach Uranium Mining Best Practice Guide: Groundwaters, Wastes and Radiation Protection, Draft release for Public Comment,*
http://www.ga.gov.au/image_cache/GA14201.pdf
- Bauverein Ronneburg: <http://www.bergbauverein-ronneburg.de/>
- BHP Billiton (2010): *Olympic Dam Expansion Project,*
<http://www.bhpbilliton.com/bb/ourBusinesses/baseMetals/olympicDam/olympicDamExpansionProject.jsp>
- Botham, L.C. (2008): *Canadian Experience in Uranium Tailings Management, Annual BC-MEND ML_ARD Workshop 2008 A 4 (2).*
- Burkhardt E.-M., Meissner, S., Merten, D., Büchel, G., Küsel, K. (2009): *Heavy metal retention and microbial activities in geochemical barriers formed in glacial sediments subjacent to a former uranium mining leaching heap, Chemie der Erde Geochemistry, No 69, S2, pp 21-34.*
- Börjesson E, Odenstedt S, Stiglund Y, Sundblad B (2001): *AB SVAFO, Efterbehandling Ranstad, lakrestområdet år 2001 – erfarenheter och frågeställningar, Nyköping 2001-12-10, SWECO VBB VIAK AB.*
- Choppin, G. R. and M. K. Khankhasayev (1988): *Proceedings of the NATO Advanced Study Institute on Chemical Separation Technologies and Related Methods of Nuclear Waste Management : Applications, Problems and Research Needs, Dabna, Russia, May 18-28, 1988. NATO Science Series, 2. Environmental Security - Vol. 53.*
- COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2006): *Directive 2006/21/EC of the European Parliament and of the Council of 15 March 2006 on the management of waste from extractive industries and amending Directive 2004/35/EC.- Official Journal L 102, 11.4.2006 P. 0015-0033.*
- Davis, M., Abshire, M., Overton, D., Strachan, C. and Wright, T. (2009): *Best Available Technology for a Uranium Tailings Storage Facility, Tailings and Mine Waste '09, Banff, Canada, November 1-4, 2009.*
- Diehl, P. (2004): *Uranium Mining and Milling Wastes: An Introduction, WISE Uranium Project,*
<http://www.wise-uranium.org/uwai.html>
- Evans, A. M. (1997): *An Introduction to Economic Geology and Its Environmental Impact, Blackwell Sciences.*
- Feasby, G. (1987): *The National Uranium Tailings Program 1982-1987, Summary Report Disposal Technology.*
- Fröberg, G. och Höglund L. O. (2004): *MiMi Light - Efterbehandling av gruvavfall – en populärvetenskaplig sammanfattning av forskningsprogrammet MiMi.*
- Gard Guide (2009): http://www.gardguide.com/index.php/Main_Page
- Harries J., Levins D, Ring D and Zuk W (1997): *"Management of waste from uranium mining and milling in Australia." Nuclear Engineering and Design, Volume 176, Issues 1-2, 3 November 1997, Pages 15-21.*

- Heeroma, P (2009): *Modern uranium extraction, Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.*
- Heikkinen, P. M. and Noras P. (Eds.)(2008): *Environmental techniques for the extractive industries - Mine closure handbook, ISBN 978-952-217-042-2.*
- Holmstrand, O. (2009): *Uran och uranbrytning i Sverige, <http://www.nejtilluranbrytning.nu/Uranbrytning090929.pdf>*
- Hudcová, H., M. Rozkosný, m. fl. (2009): *Impact of Former Uranium Mining in the Olsí Mine Area (Czech Republic) on the Water Ecosystems. Securing the Future and 8th ICARD, Skellefteå 2009.*
- Hägg, G. (1973): *Allmän och oorganisk kemi. Stockholm, Almqvist & Wiksell.*
- Höglund, L. O. och Herbert R.(Eds.) (2004): *MiMi - Performance Assessment - Main report. MiMi Report 2003:3. ISSN 1403-9478, ISBN 91-89350-27-8.*
- IAEA (2001): *Manual of acid in situ leach uranium mining technology, International Atomic Energy Agency, Vienna, IAEA-TECDOC-1239.*
- IAEA (2009): *World Distribution of Uranium Deposits (UDEPO) with Uranium Deposit Classification, International Atomic Energy Agency, Vienna, IAEA-TECDOC-1629. 2009 Edition.*
- ICOLD: *The International Commission on Large Dams (ICOLD). <http://www.icold-cigb.net/>*
- Jenk, U., Meyer, J., Paul, M. (2009): *Flooding of WISMUT's uranium mines after closure - Key findings and unexpected effects. Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.*
- John, R.D. (1987): *The National Uranium Tailings Program 1982-1987, The Final Results, Canada's research into the long-term environmental effects of uranium tailings, CANMET.*
- Jones, D. (2009): *Key Issues for "Best Practice" Regulation of Uranium Mining, Supervising Scientist Division Australian Government, Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.*
- Langmuir, D. (1997): *Aqueous Environmental Geochemistry, Prentice Hall / Pearson Education.*
- Langmuir, D., J. Mahoney, A. MacDonald and J. Rowson (1999). "Predicting arsenic concentrations in the porewaters of buried uranium mill tailings." *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63(19-20): 3379-3394.
- Länsstyrelsen (1997): *Beslut om miljö kvalitetsmål för efterbehandlingen av gruvavfallsområdet vid Ranstad, Beslut 1997-10-16, dnr 2427-9513-96.*
- Länsstyrelsen (1993): *Godkännande av efterbehandlingsåtgärderna vid Ranstad, 2475-29-91, 1993-12-20, Länsstyrelsen Skaraborg.*
- Mend (2009): <http://www.nrcan-rncan.gc.ca/mms-smm/tect-tech/sat-set/med-ndd-eng.htm>
- Michálek, B., A. Hájek, m. fl. (2009): *The Use and Treatment of Mine Waters from Closed and Flooded Uranium Mines. Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.*
- Mindat.org: <http://www.mindat.org/>
- Mkandawire, M. och Dudel, E.G.(2005): *Accumulation of arsenic in Lemna gibba L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium sites in Saxony, Germany, Science of the Total Environment, No 336, pp 81-89.*



- Morin, K. A., Cherry, J. A., Davé, N. K., Lim, T.P. och Viviyurka, A.J. (1988a): *Migration of acidic groundwater seepage from uranium-tailings impoundments, 1. Field study and conceptual hydrogeochemical model*, *Journal of Contaminant Hydrology*, No2, pp 271-303.
- Morin, K. A., Cherry, J. A., Davé, N. K., Lim, T.P. och Viviyurka, A.J. (1988b): *Migration of acidic groundwater seepage from uranium-tailings impoundments, 2. Geochemical behavior of radionuclides in groundwater*, *Journal of Contaminant Hydrology*, No2, pp 305-322.
- Morin, K. A. och Cherry, J. A. (1988): *Migration of acidic groundwater seepage from uranium-tailings impoundments, 3. Simulation of the conceptual model with application to seepage area A*, *Journal of Contaminant Hydrology*, No2, pp 323-342.
- Mudd, G. M. (2000): *Acid In Situ Leach Uranium Mining : 2 - Soviet Block and Asia*, Tailings & Mine Waste '00, Fort Collins, CO, USA - January 23-26, 2000. <http://www.sea-us.org.au/pdfs/tmw00/TMW00-FSU-Asia.pdf>
- Nationalencyklopedin (2010): <http://www.ne.se/lang/uran>
- NEA/IAEA (1999): *Environmental activities in uranium mining and milling, a joint NEA/IAEA report*, Nuclear Energy Agency.
- OECD/IAEA (2008): *Uranium 2007: Resources, Production and Demand*, Organisation for Economic Co-Operation and Development Nuclear Energy Agency, and International Atomic Energy Agency, NEA no 6345.
- Paul, M., S. Mann, et al. (2009). *Environmental clean-up of the East German uranium mining legacy: The WISMUT remediation program. Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD*, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.
- Pidsley, S. M.(editor) (2002): *Rum Jungle Rehabilitation Project Monitoring Report 1993-1998*, Northern Territory Government, Department of Infrastructure, Planning and Environment, Technical Report Number 01/2002.
- prEN 15875 (2008): *Characterisation of waste - Static test for determination of acid potential and neutralisation potential of sulfidic waste*, CEN Technical Committee TC 292.(Draft).
- Schmidt, P., Löbner, W. and Lindner, T. (2009): *Water-borne radiological discharges at former uranium mining and milling sites in East Germany (WISMUT Sites) and resulting radiation exposures. Proceedings of Securing the Future and 8th ICARD*, June 22-26, 2009, Skellefteå, Sweden.
- SGU (2003): *Mineralmarknaden Tema: Uran*. Sveriges geologiska undersökning, per. Publ. 2003:3.
- Sundblad B och Stiglund Y (2000): *AB SVAFO, Efterbehandling Ranstad, Statusrapport för Tranebärssjön 1999, 2000-02-16*, SWECO VBB VIAK AB.
- Supervising Scientist (1999): *Protection of the environment near the Ranger uranium mine*, Supervising Scientist Division Australian Government, Report 139, <http://www.environment.gov.au/ssd/publications/ssr/pubs/ssr139.pdf>
- Supervising Scientist (2001): *Rehabilitation and Erosion at Nabarlek Mine Site*, Supervising Scientist Division Australian Government, Notes, <http://www.environment.gov.au/ssd/publications/ssnotes/pubs/rehab-nabarlek.pdf>
- SveMin (2007): *Vägledning för god miljöpraxis vid prospektering i skyddade områden*. <http://www.sve.min.se/BinaryLoader.aspx?OwnerID=d4f3eb11-4237-4759-af26-d24e6a247b86&OwnerType=2&ModuleID=a8429cd5-a9d9-4e2b-a1d8-4a7cf26cd7a3&PropertyCollectionName=Content&PropertyName=File1&ValueIndex=0>

- Taylor G., Spain, A., Nefiodovas, A., Timms, G., Kuznetsov, V. and Bennett J.(2003): *Determination of the Reasons for Deterioration of the Rum Jungle Waste Rock Cover*. Australian Centre for Mining Environmental Research, Brisbane, <http://www.sea-us.org.au/oldmines/rumjungle.html>
- United Nations Environment Programme - Industry and Environment: *Environmental and Safety Incidents concerning Tailings Dams at Mines, Results of a Survey for the years 1980-1996*, May 1996, 129 p.
- United States Committee on Large Dams: *Tailings Dam Incidents*, Denver, CO, November 1994, 82 p., ISBN 1-884575-03-X
- U.S. Nuclear Regulatory Commission: *Regulatory Guide 3.11.1, Rev. 1, Operational Inspection and Surveillance of Embankment Retention Systems for Uranium Mill Tailings*, October 1980
- Waugh, J.W. (2009): *Design, Performance and Sustainability of Engineered Covers for Uranium Mill Tailings, Tailings and Mine Waste '09*, Banff, Canada, November 1-4, 2009.
- Wise-uranium: <http://www.wise-uranium.org/mdafu.html>
- WNA (2008): *Pocket Guide Uranium*, World Nuclear Association, http://wna-members.org/uploadedFiles/members/Info_Servies/Publications/pg_uranium08.pdf
- WNA (2009a): *The Nuclear Fuel Cycle*, World Nuclear Association, <http://www.world-nuclear.org/info/inf03.html>
- WNA (2009b): *In Situ Leach (ISL) Mining of Uranium*, World Nuclear Association, <http://www.world-nuclear.org/info/inf27.html>
- WNA (2009c): *Australia's Uranium*, World Nuclear Association, <http://world-nuclear.org/info/inf48.html>
- WNA (2009d): *Environmental Aspects of Uranium Mining*, <http://www.world-nuclear.org/info/inf25.html>
- WSP (2005): *Ranstad: miljö- och hälsoriskbedömning av Tranebärssjön och lakrestområdet*, AB SVAFO, 2005-04-15, WSP.

Bilaga 1 Sammanställning av incidenter och olyckor med dammar vid urangruvor

Källa <http://www.wise-uranium.org/mdafu.html>

Datum	Plats	Företag	Typ av incident/olycka	Utsläpp	Påverkan
(1994)	Zirovski vrh, Slovenia	Rudnik Zirovski vrh, Gorenja vas	ongoing slippage of the slope (7 million t) with the "Borst" tailings deposit (600,000 t) on the top, at velocity of 0.3 m per year	-	-
1994, Feb. 14	Olympic Dam , Roxby Downs, South Australia	WMC Ltd.	leakage of tailings dam during 2 years or more	release of up to 5 million m3 of contaminated water into subsoil	?
1985	Lengenfeld, Vogtland, Germany	Wismut	localized dam failure	?	minor
1984, Jan. 5	Key Lake , Saskatchewan, Canada	Cameco (67%), Uranerz (33%)	overtopping of process water reservoir, due to poor management	87,330 m3 of contaminated water	?
1979, Jul. 16	Church Rock, New Mexico, USA	United Nuclear	dam wall breach, due to differential foundation settlement	370,000 m3 of radioactive water, 1,000 tonnes of contaminated sediment	Contamination of Rio Puerco sediments up to 110 km downstream
1979, Mar. 1	Union Carbide, Uravan, Colorado, USA	Union Carbide	two slope slides, due to snow smelt and internal seepage	-	-
1977, Apr.	Western Nuclear, Jeffrey City, Wyoming, USA	Western Nuclear	Tailings slurry overtopped the embankment because of insufficient freeboard space, considerably less slope than the requisite 3 horizontal to 1 vertical, and a loss in structural integrity caused by the melting of snow interspersed with the fill used to construct the embankment.	40 m3 of tailings and 8,700 m3 of liquid	"no offsite contamination"
1977, Feb. 1	Homestake, Milan, New Mexico, USA	Homestake Mining Company	dam failure, due to rupture of plugged (frozen) slurry pipeline	30,000 m3 of tailings and 7,600 - 30,000 m3 of liquid	no impacts outside the mine site
1976, Apr. 1	Kerr-McGee, Churchrock, New Mexico, USA	Kerr-McGee	dam failure, due to differential settlement of foundation soils	"minor quantity"	?
1971, Mar. 23	Western Nuclear, Jeffrey City, Wyoming, USA	Western Nuclear	dam failure, due to break in tailings discharge line	?	"no offsite contamination occurred"
1971, Feb. 16,	Petrotonics, Shirley Basin, Wyoming, USA	Petrotonics	secondary tailing dike failure	7.6 m3 of liquid	liquid lost to unrestricted area
1967, Jul. 2	Climax, Grand Junction, Colorado, USA	?	tailing dike failure of unapproved retention system	1,200 - 12,000 m3 of waste liquid	effluent release into Colorado river

Datum	Plats	Företag	Typ av incident/olycka	Utsläpp	Påverkan
1967, Feb. 6	Atlas Corp., Moab, Utah, USA		auxiliary decant failure, overflow from main tailings pond overflowed aux. decant system	1700 m3	
1963, Jun. 16	Utah Construction, Riverton, Wyoming, USA	?	The dam was intentionally breached and a 2-ft depth of effluent was released to prevent uncontrolled release of the impoundment contents during heavy rain	?	?
1962, Jun. 11	Mines Development, Edgemont, South Dakota, USA	?	dam failure, due to unreported causes	100 m3	tailings released reached a creek and some were carried 25 miles to a reservoir downstream
1961, Dec. 6	Union Carbide, Maybell, Colorado, USA	Union Carbide 	dam failure from unreported causes	280 m3	effluent released did not reach any stream
1960	Gunnar mine, Beaverlodge area, Saskatchewan, Canada	Gunnar Mines Ltd.	dam failure	?	tailings release into Lake Athabasca, creating Langley Bay tailings delta
1959, Aug. 19	Union Carbide, Green River, Utah, USA	Union Carbide 	dam failure during flash flood	8,400 m3	tailings and effluent reach a creek and river
1958, Apr.	Mayлуу-Suu tailing #7, Kyrgyzstan		dam failure after earthquake and heavy rain	600,000 m3	a lot of houses in the town destroyed, people were killed, and the tailings were spread over 40 km down by the river, contaminating flood plains > View photo  (UNEP/GRID- Arendal)
1954	Lengenfeld, Vogtland, Germany	Wismut	dam failure during flooding event	50,000 m3	tailings spread 4 km down by the river, create wetland by damming up

Källor:

- United Nations Environment Programme - Industry and Environment: Environmental and Safety Incidents concerning Tailings Dams at Mines, Results of a Survey for the years 1980-1996, May 1996, 129 p.
- United States Committee on Large Dams: Tailings Dam Incidents, Denver, CO, November 1994, 82 p., ISBN 1-884575-03-X
- U.S. Nuclear Regulatory Commission: Regulatory Guide 3.11.1, Rev. 1, Operational Inspection and Surveillance of Embankment Retention Systems for Uranium Mill Tailings, October 1980

Bilaga 2 Naturliga sönderfallkedjor

Källa: Wikipedia.

Toriumserien (4n) som börjar med ^{232}Th

Isotop	Kemisk symbol	Halveringstid	Huvudsaklig strålning
Torium-232	^{232}Th	$1,4 \times 10^{10}$ år	α
Radium-228	^{228}Ra	6,7 år	β^-
Aktinium-228	^{228}Ac	6,1 h	β^-
Torium-228	^{228}Th	1,9 år	α
Radium-224	^{224}Ra	3,7 d	α
Radon-220	^{220}Rn	55,6 s	α
Polonium-216	^{216}Po	0,16 s	α
Bly-212	^{212}Pb	10,6 h	β^-
Vismut-212	^{212}Bi	60,6 m	β^-, α
Polonium-212	^{212}Po	$3,04 \times 10^{-7}$ s	α
Tallium-208	^{208}Tl	3,1 m	β^-
Bly-208	^{208}Pb	stabil	

Neptuniumserien (4n+1) som börjar med ^{237}Np

(Denna sönderfallskedja är inte längre naturligt förekommande på jorden då halveringstiden för ^{237}Np är så kort att kedjan hunnit klinga av fullständigt)

Isotop	Kemisk symbol	Halveringstid	Huvudsaklig strålning
Neptunium-237	^{237}Np	$2,1 \times 10^6$ år	α
Protaktinium-233	^{233}Pa	27 d	β^-
Uran-233	^{233}U	$1,6 \times 10^5$ år	α
Torium-229	^{229}Th	$7,3 \times 10^3$ år	α
Radium-225	^{225}Ra	14,8 d	β^-
Aktinium-225	^{225}Ac	10 d	α
Francium-221	^{221}Fr	4,8 m	α
Astat-217	^{217}At	0,03 s	α
Vismut-213	^{213}Bi	47 m	β^-, α
Polonium-213	^{213}Po	4,2 μs	α
Bly-209	^{209}Pb	3,3 h	β^-
Vismut-209	^{209}Bi	stabil	

Uranserien (4n+2) som börjar med ^{238}U

Isotop	Kemisk symbol	Halveringstid	Huvudsaklig strålning
Uran-238	^{238}U	$4,5 \times 10^9$ år	α
Torium-234	^{234}Th	24,1 d	β^-
Protaktinium-234m	$^{234\text{m}}\text{Pa}$	1,2 m	β^-
Uran-234	^{234}U	$2,5 \times 10^5$ år	α
Torium-230	^{230}Th	$8,0 \times 10^5$ år	α
Radium-226	^{226}Ra	$1,6 \times 10^3$ år	α
Radon-222	^{222}Rn	3,8 d	α
Polonium-218	^{218}Po	3,05 m	α
Bly-214	^{214}Pb	26,8 m	β^-
Vismut-214	^{214}Bi	19,7 m	β^-, α
Polonium-214	^{214}Po	$1,64 \times 10^{-4}$ s	α
Bly-210	^{210}Pb	22,3 år	β^-
Vismut-210	^{210}Bi	5,0 d	β^-
Polonium-210	^{210}Po	138,4 d	α
Bly-206	^{206}Pb	stabil	

Aktiniumserien (4n+3) som börjar med ^{235}U

Isotop	Kemisk symbol	Halveringstid	Huvudsaklig strålning
Uran-235	^{235}U	$7,1 \times 10^8$ år	α
Torium-231	^{231}Th	25,6 h	β^-
Protaktinium-231	^{231}Pa	$3,2 \times 10^4$ år	α
Aktinium-227	^{227}Ac	21,6 år	β^-
Torium-227	^{227}Th	18,2 d	α
Francium-223	^{223}Fr	22,0 m	β^-
Radium-223	^{223}Ra	11,4 d	α
Radon-219	^{219}Rn	4,0 s	α
Polonium-215	^{215}Po	$1,77 \times 10^{-3}$ s	α
Bly-211	^{211}Pb	36,1 m	β^-, α
Vismut-211	^{211}Bi	2,2 m	α
Tallium-207	^{207}Tl	4,8 m	β^-
Bly-207	^{207}Pb	stabil	

Bilaga 3 Beskrivning av vittringsförlopp och buffrande reaktioner i sulfidmalmer

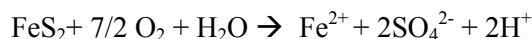
Då den grundläggande miljöproblematiken i många avseenden är densamma för urangruvor och sulfidmalmsgruvor kan mycket av den forskning och de erfarenheter som finns från sulfidmalmsgruvor utnyttjas även för urangruvor (se exempelvis Höglund och Herbert, 2004; MEND, 2009; GardGuide, 2009). Miljöpåverkan styrs av såväl avfallets mängd och sammansättning, som olika omgivningsbetingelser. Främst är det avfall från sulfidmalmsgruvor med betydande halter järnsulfider som skapar problem. Problemet kan förenklat beskrivas på följande sätt (se bilaga 3 för mer utförlig beskrivning):

- Gruvavfallet innehåller metallsulfider
- Sulfider vittrar genom oxidation i kontakt med syre och vatten
- Sulfidoxidation genererar i många fall ett surt och metallhaltigt lakvatten

I den brutna malmen är svavel huvudsakligen bundet i olika mineral och förekommer mestadels som svårslösliga sulfider. Vid brytning av sulfidmalmer sker vanligen en anrikning där man skiljer av värdemineral såsom kopparkis, zinkblände och blyglans, medan järnsulfider såsom pyrit och magnetkis till övervägande del blir kvar i anrikningssanden som deponeras. Vid brytning av uranmalmer sker vanligen ingen sådan anrikning utan uraninnehållet lakas direkt. Om innehållet av andra sulfidbundna metaller och halvmetaller är lågt i malmen är det då troligt att man inte utvinner dessa varvid den största delen av dessa metaller och halvmetaller blir kvar i lakresten och andra avfallsströmmar efter bearbetning av malmen.

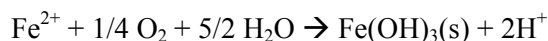
Svavlet i anrikningssandens/lakrestens sulfidrester kan lösa sig genom att det oxideras till sulfat i naturliga vittringsprocesser. Det innebär att svavlet frigörs och löser sig i vatten. Denna oxidation påverkas av en rad olika faktorer, exempelvis vattnets pH, tillgång på syre, koncentration av järnjoner och temperatur. Olika bakterier kan påskynda dessa processer som annars skulle ske långsamt.

Vid denna oxidationsprocess omvandlas det vanligaste järnsulfidmineralet pyrit (FeS_2) till svavelsyra (H_2SO_4) på följande sätt:



Det är alltså mängden H^+ som bildas i en reaktion som i första hand avgör dess försurande effekt.

Järnet som frigörs i denna reaktion (Fe^{2+}) kan i sin tur oxideras vidare till trevärt järn (Fe^{3+}) om syre finns tillgängligt. I detta steg förbrukas en vätejon. I efterföljande steg reagerar Fe^{3+} med vatten och en järnhydroxid, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (rostutfällning) bildas. I detta steg bildas tre vätejoner. Sammantaget innebär oxidation och bildning av rostutfällningen att ytterligare vätejoner (H^+) frigörs. Det innebär i förlängningen ytterligare försurning.



En järnjon kan under vissa förhållanden genomgå samma reaktion upprepade gånger. Det tvåvärda järnet (Fe^{2+}) oxideras när syre finns tillgängligt till trevärt järn (Fe^{3+}) som därefter kan oxidera svavlet i pyrit genom att återgå till tvåvärt järn. Det är dock i grunden tillgången på syre som är drivande även för detta förlopp. För att denna reaktion ska vara möjlig krävs också att pH är mycket lågt, lägre än cirka 3,5. Vid högre pH är lösligheten av det trevärda järnet alltför låg för att reaktionen ska ske med betydande hastighet. För äldre, kraftigt vittrat och försurat avfall med låg buffringsförmåga kan denna reaktion ha betydelse.

I de fall malmen eller omkringliggande bergmaterial innehåller betydande mängd kalk (CaCO_3) är risken för försurningseffekter av lakvatten väsentligt mindre eller obefintligt. Karakterisering av risken för uppkomst av surt lakvatten sker vanligen genom så kallad Acid-Base Accounting (ABA-test). ABA-testet sker genom bestämning av innehållet av sulfidsvavel och karbonat i provet, se förslag till europeisk standard prEN 15875.

Om avfallet får ligga oskyddat och påverkas av väder och vind kommer det att vittra. Detta kan leda till att ett försurande lakvatten bildas som frigörs till den omgivande miljön med förhöjda halter av metaller som järn, zink, koppar, bly och kadmium samt arsenik. Att efterbehandla gruvavfall är därför idag en självklarhet. Den självklara lösningen för att undvika problem är att täcka avfallet, så att mycket lite syre och vatten kommer åt avfallet i framtiden (Höglund och Herbert, 2004). De stora volymerna av avfall gör dock att det i praktiken är omöjligt att helt undvika att syre och vatten tränger in. Efterbehandlingen måste ske på ett praktiskt genomförbart och kostnadseffektivt sätt. Det gäller att begränsa belastningen på omgivningen och sträcka ut den över tiden i en för naturen acceptabel takt, så att naturen har möjlighet att ta hand om metallerna och de försurande ämnena utan att skadlig påverkan sker. Varken företag eller samhälle kan garantera en övervakning och kontroll för så lång tid framöver. Avfallsmagasinen måste på sikt naturligt integreras i omgivningen och vävas in i de naturliga kretsloppen (Fröberg och Höglund, 2004).