



Miljö- och hälsorisker vid uranbrytning i svensk alunskiffer

En översiktlig analys av lakvatten, metallmobilisering och påverkan på yt- och grundvatten

Isa Ek

EXAMENSARBETE 30HP

ISRN LUTVDG(TVTG-5201)/1-64/(2026)

TEKNISK GEOLOGI

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet



Miljö- och hälsorisker vid uranbrytning i svensk alunskiffer

En översiktlig analys av lakvatten, metallmobilisering och
påverkan på yt- och grundvatten

Isa Ek



LUND
UNIVERSITY

EXAMENSARBETE

utfört vid avdelningen för Teknisk geologi för fullföljande av kraven för Civilingenjörsexamen
i Väg- och vattenbyggnad vid Lunds tekniska högskola, Lunds universitet.

Lund 2026

Omslagsbild: Anna Ladenberger, SGU

Lunds universitet, Lunds tekniska högskola
Avdelningen för Teknisk geologi

Miljö- och hälsorisker vid uranbrytning i svensk alunskiffer
En översiktlig analys av lakvatten, metallmobilisering och påverkan på yt- och grundvatten

Environmental and Health Risks of Uranium Mining in Swedish Alum Shale
An Overview of Leachate, Metal Mobilization, and Impacts on Surface Water and Groundwater

Författare: Ek, Isa

Handledare: Rosberg, Jan-Erik (Teknisk geologi); Barmen, Gerhard (Teknisk geologi)

Examinator: Rydén, Nils (Teknisk geologi)

ISRN LUTVDG(TVTG-5201)/1-64/(2026)

Sökord: Alunskiffer, uranbrytning, lakvatten, metallmobilisering, sulfidmineral, gruvavfall
Språk: Svenska

Digital utgåva Lund 2026

Sammanfattning

Den svenska alunskiffern innehåller uran och andra ämnen som under senare år blivit aktuella för möjlig framtida utvinning. Höjda uranpriser, utvecklade brytningsmetoder och att regeringen åter gjorde det tillåtet att bryta samt utvinna uran har ökat intresset för uranbrytning i Sverige. Samtidigt är alunskiffer en komplex bergart som innehåller sulfidmineral och metallförande ämnen som kan utgöra miljö- och hälsorisker vid gruvdrift. Syftet med denna studie är att undersöka potentiella miljö- och hälsorisker kopplade till eventuell brytning och utvinning av uran i svensk alunskiffer samt översiktligt analysera möjliga spridningsvägar till yt- och grundvatten.

Arbetet har genomförts som en litteraturstudie där tidigare forskning, rapporter, utredningar, prospektering och erfarenheter från svensk och internationell gruvdrift analyserats. Geologiska och geografiska data från bland annat SGU, Lantmäteriet och Skogsstyrelsen har även analyserats i ArcGIS Pro för att översiktligt studera vattenkvalitet, topografi, markfuktighet och genomsläpplighet inom ett exempelområde nära Häggån i Jämtland. Exempelområdet valdes med hänsyn till förekomsten av uran samt de planer som finns på potentiell brytning av alunskiffer för uranutvinning inom området.

Resultaten visar att de största miljöriskerna sannolikt inte är direkt kopplade till uran i sig, utan till oxidation av sulfidmineral, främst pyrit, vilket kan bilda surt lakvatten och bidra till mobilisering av metaller och andra föroreningar. Ämnen som arsenik, kadmium, nickel, vanadin och molybden bedöms kunna innebära risker för både människor och vattenlevande miljöer vid spridning till yt- och grundvatten. Erfarenheterna från tidigare gruvdrift visar att gruvavfall och efterbehandling kan leda till långsiktiga miljöproblem.

Den översiktliga GIS-studien indikerar på att topografi, markfuktighet och låg genomsläpplighet inom exempelområdet kan bidra till att föroreningar transporteras till närliggande recipienter såsom Storsjön. Resultaten bygger dock på ett översiktligt underlag och flera lokala faktorer som hydrogeologi, grundvattenflöden och framtida processmetoder har inte kunnat fastställas inom ramen för studien.

Sammanfattningsvis visar studien på att eventuell brytning av svensk alunskiffer kan innebära komplexa och långsiktiga miljörisker. För att kunna genomföra mer tillförlitliga riskbedömningar för gruvdrift krävs ytterligare forskning, detaljerade hydrogeologiska undersökningar samt analyser av gruvavfallens långsiktiga påverkan.

Abstract

Swedish alum shale contains uranium and other elements that in recent years have become more relevant for potential mining and extraction. Increasing uranium prices, new developments made within mining methods and the Swedish government making it legal to both mine and extract uranium have been contributing factors to the increased interest for uranium mining in Sweden. However, alum shale is a complex rock type containing sulfide minerals and metal bearing elements that may cause environmental and health risks during the mining operations. The aim of this study is to investigate potential environmental and health risks associated with possible mining and extraction from Swedish alum shale, as well as provide an overview analysis of potential contamination pathways to surface and groundwater.

The study was conducted through as a literature review in which previous research, reports, investigations, exploration data and experiences from Swedish and international mining operations were analyzed. Geological and geographical datasets from SGU (the Geological Survey of Sweden), Lantmäteriet (the Swedish mapping, cadastral and land registration authority) and Skogsstyrelsen (the Swedish Forest Agency) were also analyzed in ArcGIS Pro. The data was analyzed to provide an overview assessment of the topography, soil permeability within a case study area near Häggån located in Jämtland County. The study area was selected due to the occurrence of uranium and the existing plans for potential uranium extraction from alum shale within the area.

The results indicate that the greatest environmental risks are likely not directly related to uranium itself, but rather the oxidation of sulfide minerals, primarily pyrite. Moreover, oxidation may generate acid mine drainage and contribute to the mobilization of metals and other pollutions. Elements such as arsenic, cadmium, nickel, vanadium and molybdenum are considered to pose potential risks to both humans and aquatic environments if released into surface water or groundwater. Experiences from previous mining operations also demonstrate that waste from mining and post closure management may result in long-term environmental impacts.

The overview of the GIS-analysis indicated that topography, soil moisture conditions and low permeability within the study area may contribute to the transport of contaminants towards nearby recipients such as Lake Storsjön. However, the results are based on overview data, and several local factors including hydrogeological conditions, groundwater flow and future mining methods were not included and therefore not assessed within the scope of this study.

In conclusion, the study indicates that potential mining of Swedish alum shale may lead to complex and long-term environmental risks. More detailed hydrogeological investigations, contamination pathway analyses and long-term studies of mine waste impacts are required to conduct more reliable environmental risk assessments and come to more conclusive conclusions.

Förord

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Jan-Erik Rosberg för stöd, vägledning, kunskap och värdefulla synpunkter under hela examensarbetets gång. Tack för att du varit tillgänglig för frågor och fungerat som ett viktigt bollplank genom arbetet.

Jag vill även tacka min biträdande handledare Gerhard Barmen för stöd och engagemang under arbetes gång. Trots att pensionen närmar sig har du generöst tagit dig tid att snabbt svara på frågor och bidra med värdefull kunskap och erfarenhet. Jag vill också rikta ett särskilt tack till både Jan-Erik och Gerhard för att ni under min studietid väckt och utvecklat mitt intresse för grundvatten och föroreningstransport.

Vidare vill jag tacka Joakim Robygd för hjälp med att hitta relevant data till kartmaterialet samt David Trulsson för stöd och värdefull GIS-kunskaper under arbetets gång.

Lund, maj 2026

Isa Ek

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	2
1.2.1	Frågeställningar	2
1.3	Avgränsningar	3
1.4	Metod	3
1.4.1	Sökord	3
2	Uran	4
2.1	Urans radioaktivitet	4
2.1.1	Urans halveringstid och specifik aktivitet	4
2.1.2	Urans sönderfallskedja	5
2.2	Uranmalmer	6
2.2.1	Bildandet av uranmalmer	6
2.2.2	Urantillgångar	6
2.3	Produktion av uran	8
2.3.1	Brytningsmetoder	8
2.3.2	Utvinningsmetoder	9
2.4	Kärnbränsle	11
2.4.1	Produktion av kärnbränsle	11
2.5	Urans hälso- och miljöpåverkan	12
2.5.1	Strålning	12
2.5.2	Övrig exponering för ämnen kopplat till uran	13
2.5.3	Urans påverkan på människokroppen	13
2.5.4	Regelverk och rekommendationer	14
3	Uranfyndigheter i Sverige	15
3.1	Prospektering	15
3.1.1	Historisk uranprospektering i Sverige	16
3.1.2	Häggån-projektet	16
3.2	Kända uranfyndigheter i Sverige	18
3.3	Konventionella urantillgångar	20
3.4	Alunskiffer i Sverige	20
3.4.1	Alunskiffers sammansättning	23
4	Risker och erfarenheter av gruvbrytning	25
4.1	Landskapspåverkan	25
4.2	Grundvattenbortledning	25
4.3	Gruvavfall	26
4.3.1	Gråberg	26
4.3.2	Anrikningssanden	26
4.3.3	Efterbehandling	27
4.3.4	Dammpartiklar	27
4.3.5	Strålning	27
4.3.6	Sulfidmineral	28
4.4	Erfarenheter vid brytning	30

4.4.1	Finland, aktuella erfarenheter	30
4.4.2	Brytning av alunskiffer	32
4.5	Möjliga skadliga ämnen vid brytning av alunskiffer	35
4.5.1	Järn	35
4.5.2	Zink	35
4.5.3	Nickel	36
4.5.4	Arsenik	36
4.5.5	Kadmium	37
4.5.6	Vanadin & Molybden	37
4.6	Statens offentliga utredning	38
4.6.1	Alunskiffers innehåll	39
4.6.2	Brytning	39
4.6.3	Brytning av alunskiffern	39
4.6.4	Avfall och efterbehandling	40
4.6.5	Kunskapsluckor	40
4.6.6	Utredningens bedömning	40
5	Undersökningsområde	41
5.1	Storsjön	41
5.2	Undersökningsområde	42
5.3	Vattenkvalitet i yt- och grundvatten	43
5.3.1	Status för yt- och grundvatten	43
5.3.2	Grundvattenkvalitet i området	45
5.4	Topografi	48
5.5	Markfuktighet	49
5.6	Jordarter	50
6	Diskussion	51
6.1	Påverkan på yt- och grundvatten	51
6.2	Potentiella spridningsvägar	52
6.3	Alunskiffers uranhalter	53
6.4	Sulfidmineral och andra skadliga ämnen	53
6.5	Tekniska osäkerheter	54
6.6	Historiska erfarenheter, Sverige	55
6.7	Osäkerheter och vidare forskning	56
7	Slutsats	57
8	Referenser	58

1 Inledning

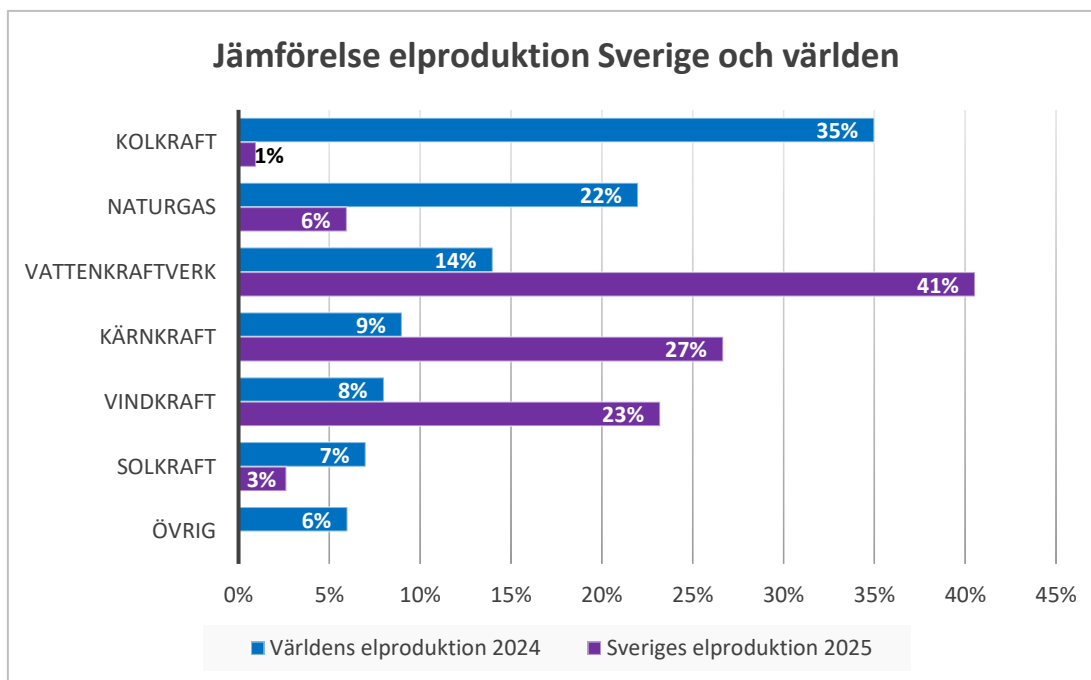
Detta kapitel behandlar en kort bakgrund för arbetet, arbetets syfte, frågeställningar, avgränsningar och metod.

1.1 Bakgrund

Sverige hade under 2023 en energikonsumtion på 12,08 MWh per capita vilket är en hög siffra om man jämför med exempelvis Europa som helhet där den låg på 5,60 MWh per capita och världen över 3,47 MWh/Capita samma år (IEA, 2025a).

För att möta klimatförändringarna har Sveriges riksdag som ambition att bli världens första fossilfria land. EU har utöver detta lanserat den gröna given, vilket innefattar att EU ska ha nettonollutsläpp 2050 och bli världens första klimatneutrala kontinent (Regeringen, 2020). Som ett steg i detta beslutade regeringen juni 2023 att Sverige ska ha som mål att år 2040 ha en 100 procent fossilfri elproduktion. En satsning på kärnkraften i Sverige är ett delmål för att nå det målet (WNA, 2026a).

Sveriges elproduktion består främst av vattenkraft, kärnkraft och vindkraft. Vid jämförelse med världens totala elproduktion är det stora skillnader. Den dominerande produktionskälla är kolkraft följt av naturgas och vattenkraft. Skillnaden visas i Figur 1.



Figur 1 Sveriges elproduktion 2025 och världens totala elproduktion 2024 (IEA, 2025b; SCB, 2026).

Sverige är mer beroende av kärnkraften om man jämför med världens totala elproduktion. Idag står kärnkraften för ungefär en tredjedel av Sveriges elproduktion och utvecklingen av kärnkraften ses idag som ett viktigt steg att ta för att nå detta mål. I Sverige består kärnbränslet av uran. Brytning av uran sker idag inte i Sverige utan är beroende av att kunna importera uranet till kärnkraft. Uranet importeras från Kanada, Australien, Namibia och Kazakstan. Det uran som köps in anrikas idag inte i Sverige utan detta görs främst i Storbritannien, Frankrike och Nederländerna (SSM, 2023; SGU, 2025).

I världen finns det idag 436 aktiva kärnreaktorer som producerar 9 procent av all världens el, jämfört med Sverige där kärnkraften står för ungefär 30 procent av elproduktionen (SCB, 2026; WNA, u.å.-c). Det finns totalt 6 aktiva kärnkraftsreaktorer i drift, distribuerade över anläggningarna Ringhals, Forsmark och Oskarshamn (SSM, 2026). Dessa reaktorer drivs med uran som kärnbränsle men det finns diskussioner om att i framtiden bygga kärnreaktorer som kallas generation 4. Dessa reaktorer kommer eventuellt kunna använda torium som bränsle istället och utnyttja kärnbränslet upp till 100 gånger mer effektivt än dagens reaktorer (Pioro & Duffey 2019; SGU, 2025c).

Under 2025 var Sveriges behov av uran 968 ton, vilket står för ungefär 1,4 procent av världens totala behov av uran vilket var 68 920 ton (WNA, 2026c). Sveriges geologiska undersökning (SGU) har gjort en prognos där man har studerat Sveriges uranbehov vid en satsning på en utveckling av kärnkraften. Sveriges uranbehov förväntas då öka från mellan 1 400-2 100 ton till ett behov mellan 3 700-5 500 ton uran (Hamberg, 2023).

Efter ett tidigare lagförbud mot att bryta uranmalm i Sverige tog Sveriges regering 2025 beslutet att från och med 1 januari 2026 åter klassificera uran som ett samhällsviktigt mineral vilket möjliggör i förstahand prospektering av metallen men sedan även eventuell brytning av uran (Sveriges riksdag, 2025).

Tidigare har uranbrytning varit ett aktuellt ämne i Sverige. Under mitten av 1900-talet fram till 1985 pågick det en omfattande uranprospektering i Sverige. Beslut togs dock att fyndigheterna som hittades inte var ekonomiskt motiverade att bryta (SGU, 2025c). Data från prospekteringen finns bevarad och med modernare metoder kan brytning för uran i de undersökta områdena nu vara ekonomiskt motiverbart. Främst är de prospekteringar och planer som görs för uranbrytning i den svenska alunskiffern som omfattar stora mängder uran (Regeringen, 2020).

1.2 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka potentiella miljö- och hälsorisker som är kopplade till eventuell brytning och utvinning av uran ur svensk alunskiffer samt att översiktligt titta på möjliga spridningsvägar av föroreningar till yt- och grundvatten.

1.2.1 Frågeställningar

Arbetets frågeställningar presenteras nedan.

- Vilka möjliga miljö- och hälsorisker kan uppstå i samband med brytning och utvinning av uran ur svensk alunskiffer?
- Vilka möjliga ämnen och processer utgör den största spridningsrisken i samband med eventuell brytning?

- Vilka osäkerheter som finns vid bedömning av miljörisker vid en eventuell brytning i svensk alunskiffer.

1.3 Avgränsningar

Detta examensarbete kommer endast vara en översiktlig studie över vilka eventuella miljö- och hälsorisker som finns med uranbrytning från svensk alunskiffer. Fokuset för detta arbete kommer att ligga på att kartlägga risker kopplat till surt lakvatten, hur olika metaller kan mobilisera sig och spridning till yt- och grundvatten.

Arbetet kommer inte detaljerat behandla politiska, ekonomiska eller samhällsekonomiska aspekter kopplat till gruvbrytning i svensk alunskiffer.

Studien omfattar bara översiktligt faktorer kopplat till gruvdriften. Den kommer inte heller att behandla hälso- och miljöpåverkan av förädlingen av uran till kärnbränsle eller drift av kärnkraft.

Studien som genomförs över exempelområdet kommer inte att inkludera fältundersökningar, vattenprovtagningar eller spridningsmodeller. Denna är endast översiktlig och ska bara ses som indikation på möjliga risker och resultaten ska därför inte ses som en fullständig riskbedömning.

1.4 Metod

Detta arbete kommer främst att utföras som en litteraturstudie där tidigare utredningar, prospekteringar och rapporter som hittas via Lunds universitets sökmotor *FINN* kommer att användas. Prospekteringarna kommer främst att hämtas från SGU:s sökmotor för prospekteringar som heter *GeoLagret*. För information angående ämnens och mineralers uppbyggnad kommer SGU:s hemsida att användas. Kompletterande information om ämnen och mineraler kommer att hämtas från naturvårdsverket. För aktuella dricksvatten föreskrifter kommer livsmedelsverket rapport LIVSFS 2022:12 att användas.

En översiktlig studie av ett exempelområde kommer att utföras genom att studera den aktuella statusen för yt- och grundvatten enligt Vatteninformationssystem Sveige, (VISS). Statusen kommer att kompletteras med grundvattenkvalitets data för några utvalda punkter som hämtas från SGU. Det kommer även genomföras studier på bergarters utbredning, mineralfyndigheter och lokala förhållande, där geologiska data hämtas från SGU:s hemsida, topografi från Lantmäteriet och markfuktighetskarta från Skogsstyrelsen. Följande data kommer att läggas in i ArcGIS Pro där data kommer analyseras och kartor kommer att skapas för att användas som analysunderlag i arbetet.

1.4.1 Sökord

För att hitta relevant data har sökord som använts varit för de sökta specifika ämnen, alunskiffer, alum shale, Talvivarra gruva, Terrafame, acid mine drainage och sulfide minerals. Även specifika processer som bio-heap leaching har använts. Främst har dock specifika rapporter refererat till olika delar och andra rapporter som gjort att sökord inte behövt användas.

2 Uran

Grundämnet uran är en radioaktiv metall som förekommer naturligt som tre olika isotoper, uran-238, uran-235 och uran-234. Utav all uran är 99,28 procent uran-238, 0,71 procent uran-235 och 0,0058 procent uran-234 (SGU, 2025a). I detta kapitel kommer urans olika egenskaper, användningsområde samt påverkan på miljö och hälsa att beskrivas.

2.1 Urans radioaktivitet

Naturligt uran förekommer vanligen i ett tillstånd av radioaktiv jämvikt. Detta betyder att sönderfallet och bildningen av uranet sker med samma hastighet vilket bidrar till att mängden uran håller sig konstant över tid (IAEA, u.å.). Detta förklaras dels med urans halveringstid, specifika aktivitet och sönderfallskedja.

2.1.1 Urans halveringstid och specifik aktivitet

Det finns några grundämnen vars isotoper har egenskapen att spontant sönderfalla till andra grundämnen. När isotopen sönderfaller utsöndras energi i form av strålning. Hastigheten för sönderfallet kallas halveringstiden och motsvarar tiden det tar för hälften av ämnet att sönderfalla. Längden på halveringstiden spelar roll för mängden strålning som avges. Generellt sett ju kortare halveringstid för isotopen desto mer strålning avges. Andra faktorer som påverkar hur energirik strålningen är typen av sönderfall, alfa-, beta- eller gammastrålning (IAEA, u.å.; SGU, 2025a).

För naturligt förekommande uran är halveringstiderna långa, vilka redovisas i Tabell 1. Vid sönderfallet av uran-238 är uran-234 en av produkterna i sönderfallsserien (Figur 2). Isotopen har därför en betydligt kortare halveringstid än de andra naturligt förekommande isotoperna. För resterande av isotoperna inkluderade i sönderfallsserierna i Figur 2 för naturligt förekommande uran, är halveringstiden mellan 247 000 år och 0,0000164 sekunder (IAEA, u.å.; SGU, 2016).

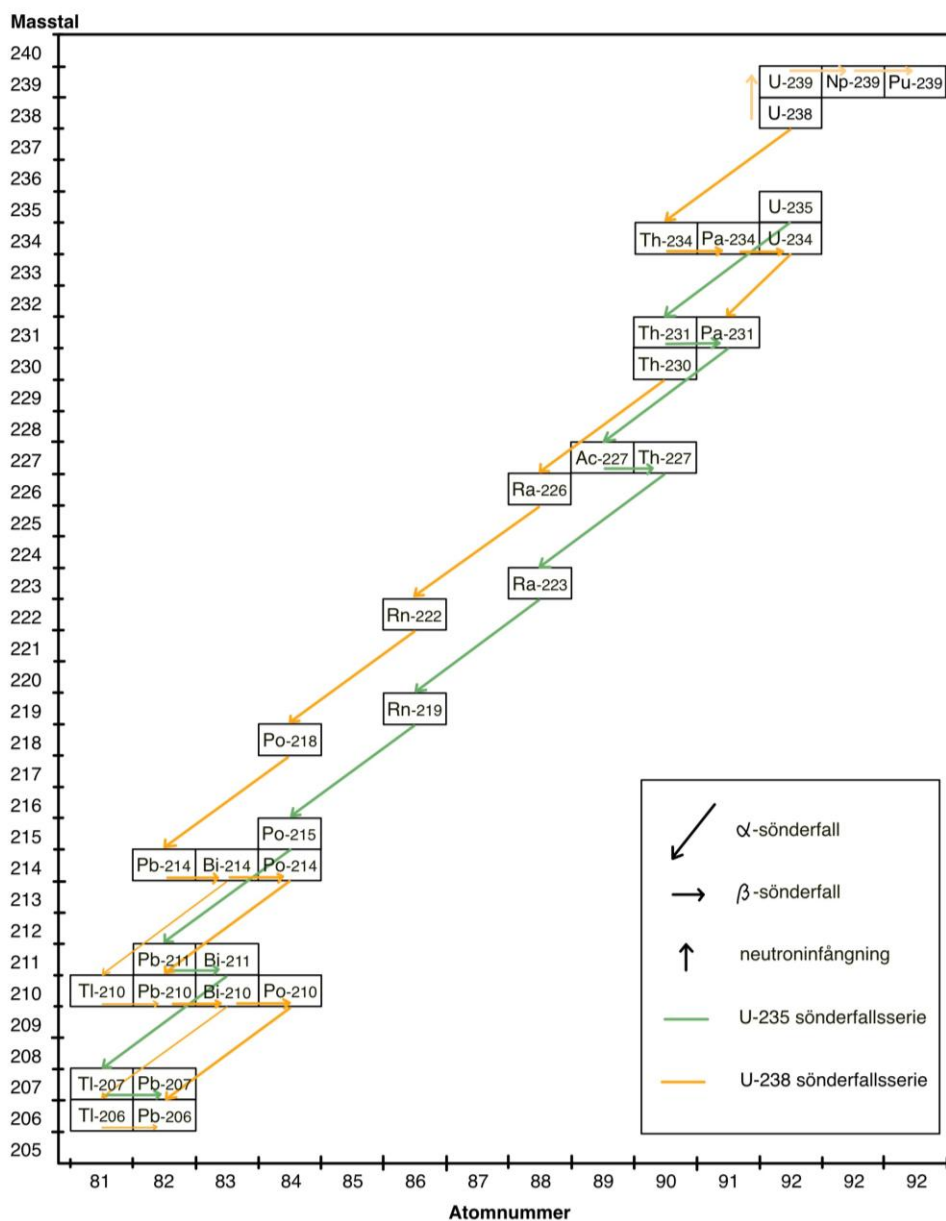
IAEA, International Atomic Energy Agency klassificerar uran att ha en låg specifik aktivitet. Specifik aktivitet mäts i enheten Bq/mg. Där 1 Bq (Becquerel) står för ett sönderfall per sekund och mg står för milligram av det radioaktiva ämnet. Dess låga värde för specifik aktivitet innebär att radioaktiviteten är låg (IAEA, u.å.). Urans långa halveringstider och den låga specifika aktiviteten gör att uran har en låg radioaktivitet och kan i ren form som oxid, metall eller annan förening transporteras i ståltunnor (SGU, 2025a).

Tabell 1 Halveringstid och specifik aktivitet för naturligt förekommande uran (IAEA, u.å.).

Isotop	Halveringstid (år)	Specifik aktivitet (Bq/mg)
Uran-238	4 510 000 000	12,4
Uran-235	710 000 000	80
Uran-234	247 000	231 000

2.1.2 Urans sönderfallskedja

Sönderfallskedjorna för naturligt förekommande uran visas i Figur 2 där isotoperna uran-238 och uran-235 sönderfaller till de stabila grundämnena bly-206 respektive bly-207. Sönderfallet av uran sker främst med alfa-strålning men även beta-strålning förekommer (IAEA, u.å.; SGU, 2016). Med i Figur 2 är även processen som sker i vissa kärnreaktorer där uran-238 bestrålas med neutroner och plutonium-239 bildas (SGU, 2016).



Figur 2 Sönderfallsserien för uran-238 samt uran-235 (SGU, 2016).

2.2 Uranmalmer

Uranmalmer är naturligt förekommande i flertalet olika bergarter och förekommer exempelvis i lösning eller utfällt i mineralform. Faktorer som påverkar detta är oxidationstal och andra geokemiska påverkningar (SGU, 2016; SGU, 2025c). Tillgångarna på olika uranmineraliseringar delas in i olika kategorier och utifrån dessa har uppskattningar på världens tillgångar gjorts (OCED NEA & IAEA, 2025; SGU, 2016).

2.2.1 Bildandet av uranmalmer

Bildandet av metallmalmer sker generellt när malmelement lakas ut från ursprungsbergarter, transporteras i lösning tills de hamnar i en miljö där lösligheten drastiskt minskar och malmelementen fälls ut. Förståelse för vilka kemiska och fysiska förhållande är därför viktig för identifiering av miljöer där nya malmer kan hittas. Uran skiljer sig från många andra metaller som ofta är lösliga under reducerande förhållanden och fälls ut i oxiderande miljöer. Uranmalm har i stället störst löslighet i oxiderande miljöer och fälls ut i reducerande miljöer (SGU, 2016).

Oxidationstal

Naturligt förekommande uran förekommer oftast i oxidationstillståndet +4 till +6. Vid syrerika förhållanden återfinns uran vattenlösligt som uranyljonen UO_2^{2+} som har oxidationstalet +6. Är förhållanden syrerika kan uranet transporteras långa sträckor men möter den sedan en reducerande miljö där, kommer uranjonen att reduceras till oxidationstalen +5 eller +4 vilket har en lägre löslighet. När uranjonen når dessa förhållanden fälls uranet ut som uranit UO_2 , vilket beskriver grundprincipen hur de flesta uranmalmer bildas (Grozeva et.al., 2022). Dessa egenskaper används även vid utvinningen av uran från uranmalmer (SGU, 2016).

Andra geokemiska påverkningar

Utöver oxiderande miljöer ökar även följande faktorer lösligheten av uran. Starkt basiska eller sura förhållanden, högre temperatur samt närvaro av komplexbildande joner som fluorid, sulfat, karbonat, klorid och fosfat. Urans löslighet är måttlig i normalt vatten med neutralt pH, normal temperatur samt en låg halt av komplexbildande joner (Smedley & Kinniburgh, 2023; SGU, 2016).

2.2.2 Urantillgångar

Det finns olika kemiska och fysikaliska faktorer som påverkar uranmalmsbildningen samt utfällningen och lösligheten av uran. Till följd av detta finns det därför flera olika typer av uranmineraliseringar i varierande geologiska miljöer och åldrar världen över. NEA, Nuclear Energy Agency och IAEA, International Atomic Energy Agency sammanfattar världens uranresurser, produktion och efterfrågan i en bok som släpps vartannat år, denna bok kallas *the Red Book* (OCED NEA & IAEA, 2025).

Geologiska kategorier över urantillgångar

De geologiska kategorierna med uranförekomster delas enligt NEA och IAEA in i 15 kategorier, vilka presenteras i Tabell 2. Förekomsterna som anses ha störst ekonomisk betydelse är sandsten, proterozoiska diskordansfyndigheter och polymetalliska järnoxid-

brecciakomplex. I Sverige nämns det att det främst finns fyndigheter av uran i svartskiffer av typen kallad alunskiffer. Utöver alunskiffer finns det metasomatiska fyndigheter i Arjeplog området och en del uranmineraliseringar som återfinns i Norrbotten och Västerbotten kan vara av granitrelaterade fyndigheter (OCED NEA & IAEA, 2025).

Tabell 2 Urantillgångar efter geologisk miljö. Plats 1 motsvarar störst ekonomisk potential vid brytning och plats 15 minst ekonomisk potential vid brytning (OCED NEA & IAEA, 2025).

Nummer	Kategori
1	Uranförekomster i sandsten
2	Proterozoiska diskordansfyndigheter
3	Polymetalliska järnoxid–brecciakomplexa fyndigheter
4	Kvartskonglomerad fyndighet
5	Granitrelaterade fyndigheter
6	Metamorfa fyndigheter
7	Intrusiva fyndigheter
8	Vulkanitrelaterade fyndigheter
9	Metasomatiska fyndigheter
10	Ytnära fyndigheter
11	Karbonatrelaterade fyndigheter
12	Kollapsbreccior fyndigheter
13	Fosfatfyndigheter
14	Brunkol-kolfyndigheter
15	Svartskiffrar

Resurskategorier

NEA och IAEA definierar uranmineraliseringar med olika kategorier och klassificeringar. Övergripligt är kategorierna för urantillgångar kategoriserade som antingen konventionell eller okonventionell. Konventionell urantillgång betyder att uran bryts som antingen huvudprodukt, biprodukt eller som en annan viktig sidoprodukt. Okonventionell är i stället när uranhalten är väldigt låga eller att de bara kan utvinnas i mindre mängder som en biprodukt (OCED NEA & IAEA, 2025). Okonventionella resurser har tidigare inte ansetts vara brytvärda och därför har denna typ av tillgångar inte inkluderats i statistiken i boken. På senare år med nya brytningsmetoder samt med ett stigande uranpris har även dessa börjat ses som brytvärda (SGU, 2016).

Utöver konventionell och okonventionell finns det 4 olika resurskategorier som beskriver hur säkra fyndigheterna är. Dessa fyra kategorier redovisas i Tabell 3 (OCED NEA & IAEA, 2025).

Tabell 3 Uranklassificering (OCED NEA & IAEA, 2025).

Klassificering	Förklaring
Reasonably assured resources (RAR)	Detta är resurser som är väl undersökta till den grad att man kan ta beslut om gruvbrytning
Inferred resources (IR)	Dessa tillgångar är undersökta men de är inte lika säkra som RAR och ytterligare info kan behövas för beslut om brytning.
Prognosticated resources (PR)	Uranfyndigheter har hittats i området och därför förväntas det att uran finns i området. Den är mer osäker än IR och RAR då data och mätningar saknas eller är väldigt minimala.
Speculative resources (SR)	Detta är uranresurser som kan finnas i ett område då geologin i området talar för att uranfyndigheter kan förekomma. Detta är dock inte verifierat och är därför inte en säker tillgång.

Utöver resurskategorierna används även en kostnadsindelning baserad på brytnings- och produktionskostandet för att bryta uran från olika urantillgångar. Kostnadskategorierna omfattar upp till 40, 80, 130 respektive 260 USD/kg producerat uran (OCED NEA & IAEA, 2025).

Kombinationen av resurstyp och kostnadskategori påverkar attraktiviteten hos en uranresurs. En resurs som är av typen RAR i kombination med låga brytnings- och produktionskostnader bedöms exempelvis som attraktiv, då den har hög ekonomisk potential och hög säkerhet för resursuppskattningen (OCED NEA & IAEA, 2025).

Urantillgångar i Världen

Enligt NEA och IAEA var världens identifierade utvinningsbara resurser 5,39 miljoner ton uran 2024. Kategorin inkluderar både RAR samt IR och summan innefattar det uran som anses kosta mindre än 130 USD/kg att bryta. Vid en inkludering av de identifierade utvinningsbara resurserna som kostar mindre än 260 USD/kg att bryta uppskattas tillgångarna i stället 7,49 miljoner ton. I Tabell 4 visas det att Sveriges resurser är små jämförelse med världens totala resurser. Detta är dock inte representativt då dessa siffror inte inkluderar de okonventionella tillgångarna, det vill säga främst den svenska alunskiffern där stora mängder av uran finns (OCED NEA & IAEA, 2025).

Tabell 4 Sverige och världens identifierade utvinningsbara resurser (OCED NEA & IAEA 2025).

	40 (USD/kg U)	80 (USD/kg U)	130 (USD/kg U)	260 (USD/kg U)
Sverige	0	0	9 600	9 600
Världen	666 900	1 881 100	5 925 700	7 934 500

Utöver uranmineraliseringar finns det andra tillgängliga uranresurser för kärnbränsle från den militära industrin. Under 1980-talet skedde en stor upprustning av kärnvapen med uran innehållande 97 procent av uran-235. I början av 2000-talet nedrustades dessa lager och mellan 2003 och 2013 späddes det årligen ned ungefär 30 ton av det väldigt rena uranet för att producera 9 720 ton uran till kärnbränsle som i stället innehöll uran med 4 procent uran-235 (WNA, 2024).

2.3 Produktion av uran

Det finns tre områden i världen som producerar mest uran, Athabasca Basin i Kanada, Olympic Dam i Australien och 13 olika delområden i Kazakstan (WNA, 2026b). Det finns olika brytningsmetoder samt utvinningsmetoder när man bryter uran och detta beror på exempelvis vilken bergart, dess uranhalter och omkringliggande geologiska förutsättningar.

2.3.1 Brytningsmetoder

Uran bryts och utvinns främst med traditionella metoder i underjordsgruvor eller dagbrott. Brytning med dagbrott kräver att malmfyndigheterna ligger relativt ytligt. Metoden används främst för områden där man bryter stora volymer med lägre uranhalter. Underjordsgruvor kräver i stället att uranhalterna är högre eller att de bryts som en biprodukt då det är en dyrare metod.

En annan utvinningsmetod är in-situ lakning så kallad ISL, in situ leach, eller ISR, in situ recovery som också det är ett annat namn för metoden. Denna metod bygger på att en lösning pumpas ner i bergarter med uranfyndigheter. Lösningen som pumpas ner är antingen en syralösning eller alkalilösning beroende på de omgivande bergarterna. Denna metod kräver att bergarten är genomsläpplig för lösningen samt att omkringliggande

bergarter inte släpper igenom lösningen. Exempel är grovsandsten omgiven av skifferar. Utförandet av denna metod ställer höga säkerhetskrav på gruvbolaget för att inte riskera spridning av miljöföroreningar. Ungefär 50 procent av uranet utvinns idag med denna metod, främst i USA, Kazakstan och Uzbekistan (OCED NEA & IAEA, 2025; SGU, 2016; WNA, 2026d).

2.3.2 Utvinningsmetoder

Det finns olika utvinningsmetoder för att utvinna uran efter att malmen har brutits. Traditionella gruvor har anrikningsverk där malmen först krossas för att frigöra kornen, följt av att svavelsyra tillsätts för att lösa ut uranoxid. Därefter bearbetas lösningen för att få ut uranet (WNA, 2025b). Det är en förenkling av utvinningsmetoden som används vid traditionell brytning och det finns olika kombinationer av metoder som kan användas för att maximera utvinningen av uranet. Dessa metoder kommer inte att tas upp i denna rapport som främst kommer att fokusera på att ta upp ett liknande exempel på utvinningsmetod som möjligtvis hade kunnat användas för utvinning av den svenska alunskiffern. Då de finns låga halter av uran i alunskiffern är biolakning, bio-heap leaching därför en möjlig utvinningsmetod för den svenska alunskiffern (SGU, 2016).

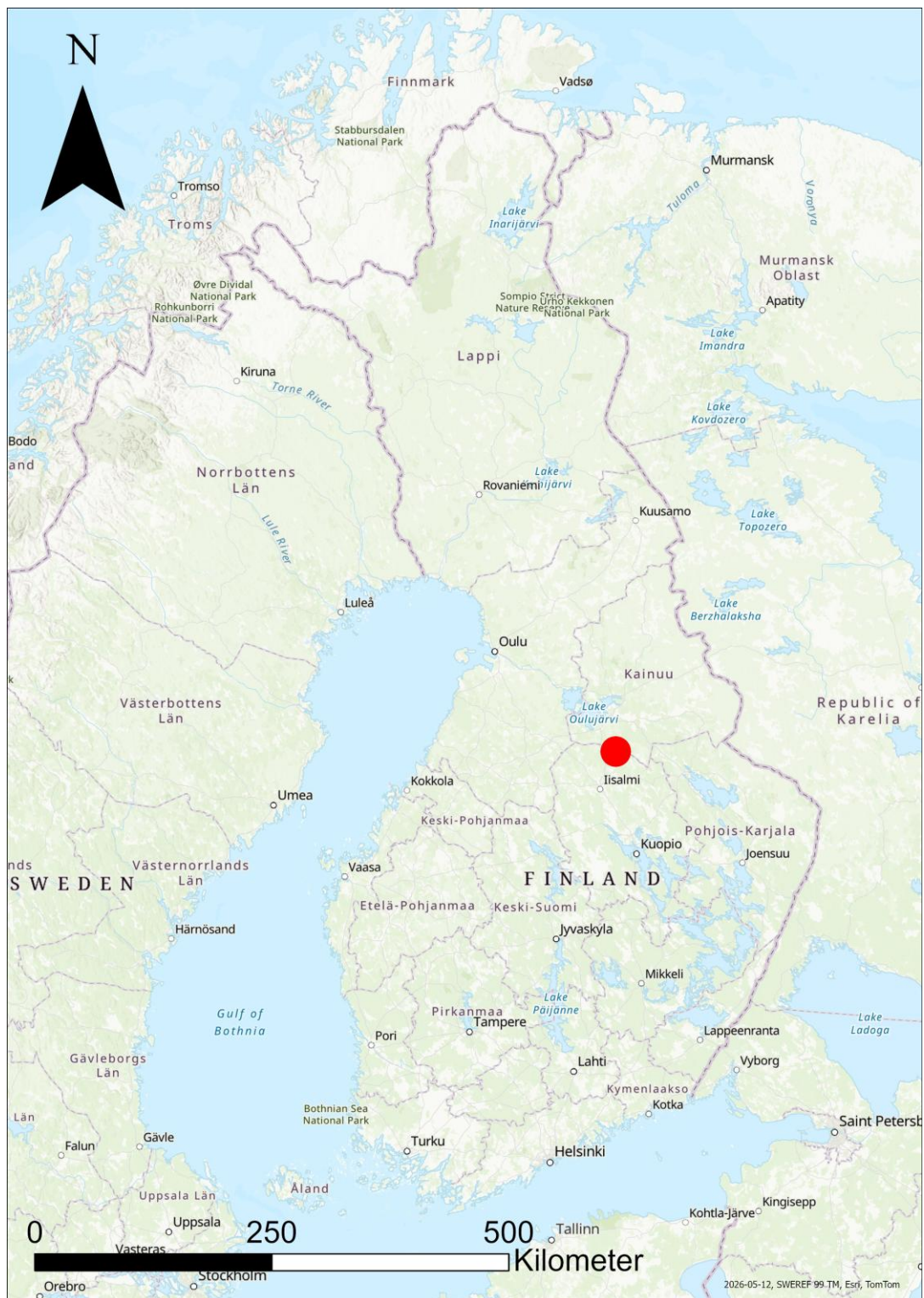
Biolakning

Biolakning är en ny teknik där anrikade mikrober utnyttjas för att extrahera olösliga mineraler ur malm, exempelvis uranmalm (Ollakka et.al., 2016). Efter att malmen brutits från vanligast ett dagbrott krossas malmen fint som sedan leds in till en biolakningstrumma. Inne i trumma adderas sedan en lösning innehållande mild svavelsyra samt bakterier vilket får de mindre partiklarna att fästa sig på ytan av de grövre partiklarna. Vid nästa steg i processen transporteras de nya materialet vidare till ett område där ackumulatorer skapar biolaknings högar. På grund av detta extra steg från krävs ytterligare landyta för brytning dels för dagbrottet men även för biolakningsprocessen (Sairinen et.al., 2017). Biolakningshögarna luftas underifrån och bevattnas ovanifrån med en laktlösning. Studier har visat att viktiga parametrar i laktlösningen som används för bevattning av biolakningshögarna var pH och temperatur i kombination med koncentrationerna av järn och aluminium i lösningen. Processen består av relativt få steg men är trots detta omfattande, då de stora biolakningshögarna kräver kontinuerliga kontroller och noggrann hantering. Den största biolaknings platsen i Europa finns i Finland och det är vid den tidigare kallade Talvivaara gruvan som idag heter Terrafame (Ollakka et.al., 2016).

Finland aktuellt exempel

Terrafames gruva är lokaliserad i Kainuu, Finland se Figur 3, där man främst utvinna nickel och zink och öppnade officiellt juni 2009 då under namnet Talvivaara gruva. Utöver dessa metaller har även kobolt och koppar extraherats (Sairinen et.al., 2017).

2014 gick företaget Talvivaara Mining Company i konkurs till följd av rättsliga kostnader och andra anledningar. Året efter 2015 går Terrafame ett statligt ägt finskt bolag in och köper upp gruvan. 2020 godkände den finska regeringen tillstånd att utvinna uran från gruvan och under 2021 börjar man expandera verksamheterna och ett steg i denna expansion är att satsa på att utvinna naturligt uran. Från och med juni 2024 utvinns uran från gruvan (Terrafame, u.å.). Gruvområdet omfattar ungefär 6 100 hektar och förväntas kunna ha tillräckligt med fyndigheter för att bedriva gruvbrytning i 50 till 60 år (Sairinen et.al., 2017).



Figur 3 Terrafame gruvans placering i Finland är markerad med en röd punkt på kartan.

2.4 Kärnbränsle

Det som gör uran optimalt som kärnbränsle för kärnkraft är främst dess isotopers förmåga att spontant sönderfalla, urans klyvbarhet samt att det finns stora tillgångar av uran världen över (WNA, 2025a; WNA, u.å.-a).

För att isotoperna ska kunna användas som kärnbränsle behöver de vara klyvbara. En isotop klassificeras som klyvbar då den kan bibehålla en kedjereaktion av kärnklyvning, även kallad kontinuerlig kärnklyvning. Utöver detta är uran även ett stabilt ämne som lätt går att hantera och kontrollera i en reaktor. Detta beror på som tidigare beskrivet att uran har en låg radioaktivitet. Det är inte enbart uran som har dessa egenskaper men det är den isotoper som förekommer naturligt i stora mängder (Gupta, 2001).

2.4.1 Produktion av kärnbränsle

Stegen för hur uranmalm blir till kärnbränsle visas översiktligt i Figur 4. Steg 1, efter brytning av uranmalmen från antingen dagbrott eller underjordgruvor krossas och mals malmen. I steg 2 lakas uraninnehållet ur uranmalmen då svavelsyra eller andra lösningar tillsätts. Används i stället in-situ lakning ser processen annorlunda där lösning som användes vid brytningen kan gå direkt till nästa steg i processen. I nästa steg används teknikerna vätske-vätskeextraktion eller jonbyttarteknik för att extrahera uranet ur lösningarna. Produkten efter detta steg kallas för *yellowcake* och är en stabil variant av uran (SGU, 2016; WNA, u.å.-a).

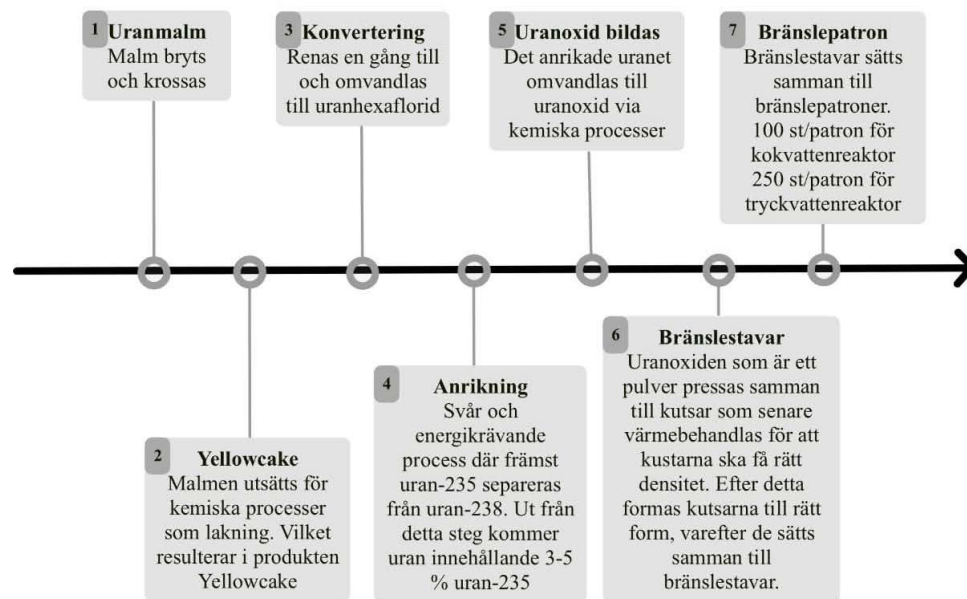
Produkten *yellowcake* innehåller ungefär 0,7 procent av isotopen uran-235 men för att uranet ska kunna underhålla en kärnklyvningsprocess krävs halter mellan 3 och 5 procent. Det finns vissa reaktorer som kräver en högre procenthalt, men 3 till 5 procent är standard för majoriteten av världens reaktorer inklusive de svenska. Därför behöver det naturliga uranet anrikas före användning till kärnkraft. Innan uranet anrikas renas uranet en gång till och omvandlas till uranhexafluorid genom ett steg som kallas konvertering, steg 3 i figuren (SSM, 2023).

I steg 4, sker anrikning vilket bygger på att isotopen uran-235 till stor del separeras från isotopen uran-238. På grund av att båda isotoperna har nästan identiska kemiska egenskaper och atommassa behövs speciell centrifugering används vilket är en energikrävande metod (Gupta, 2001; SSM, 2023).

Genom kemiska processer omvandlas senare det anrikade uranet till uranoxid i nästa steg 5. Uranoxiden är då ett pulver som pressas samman, värmebehandlas samt formas till kutsar. Kutsar är små cylinderformade pellets av uran som sedan sätts ihop till vad som kallas för bränslestavar i vad som beskrivs som steg 6 i Figur 4 (SSM, 2023).

I steg 7 sätts bränslestavarna ihop till bränslepatroner som därefter är det som används i reaktorerna. För en kokvattenreaktor behövs 100 bränslestavar per patron medan för en tryckvattenreaktor behövs 250. Bränsleelementen i en kokvattenreaktor byts ut efter fem år och i en tryckvattenreaktor byts de ut vart tredje år. Bytet sker dock årligen vilket innebär att en tredjedel av kärnbränslet byts ut årligen i en tryckvattenreaktor och en femtedel i en kokvattenreaktor (SSM, 2023). I Sverige har Ringhals kärnkraftverk tryckvattenreaktorer medan kärnkraftverken Oskarshamn och Forsmark har kokvattenreaktorer (SSM, 2021)

Från malm till kärnbränsle



Figur 4 En förenklad bild av produktionen av kärnbränsle från uranmalm.

2.5 Urans hälso- och miljöpåverkan

Uran är en radioaktiv och giftig tungmetall. Den har dock en relativ lång halveringstid vilket gör att den har en låg radioaktivitet jämfört med andra radioaktiva ämnen. Naturligt finns uran i små mängder i vatten, jord och berg vilket i mindre mängder inte anses vara skadligt (Smedley & Kinniburgh, 2023). För människan är strålning och urans toxiska effekter det som kan orsaka skador. Urans toxiska effekter liknar blys effekter på växter, människor och djur (SGU, 2025a).

2.5.1 Strålning

Radioaktiva grundämnen som uran har en atomkärna som är instabil och sönderfaller spontant där nya grundämnen sedan bildas. Vid sönderfallet avges joniserad strålning i form av alfa-, beta- och gammastrålning. Alfastrålning är tunga heliumkärnor som har en mycket kort räckvidd och kan stoppas av huden. Betastrålningen består av elektroner eller positroner och en längre räckvidd än alfastrålningen men en betydligt kortare räckvidd än gammastrålningen. Gammastrålningen är en energirik elektromagnetisk strålning och är av samma typ av strålning som röntgenstrålning. Dess kortare våglängder är vad som gör den energirik och mer genomträngande än synligt ljus. I luft har strålningen en räckvidd på flera hundra meter och i betong eller sten ungefär en halv meter (SSM, 2024). Vid exponering av joniserad strålning överförs energin delvis eller helt till de berörda cellerna, vilket kan ge upphov till skador på exempelvis DNA.

Uran i sig har en låg radioaktivitet men i urans sönderfallskedja bildas radon vilket är en ädelgas som kan komma upp från mark och berggrund direkt in i hus, via atmosfären

eller via vatten. Radongasen sönderfaller sedan till radondöttrar som under långtidsexponering kan öka risken för lungcancer (SGU, 2025a; WNA, u.å.-b).

2.5.2 Övrig exponering för ämnen kopplat till uran

De olika sätten som en människa kan exponeras för uran är via inandning av gaser, damm eller partiklar, förtäring av uranhaltig mat och dryck samt direktkontakt med uran vid exempelvis uranbrytning. Exponering av förhöjda uranhalter i vatten kan ha negativa hälsoeffekter och kan ge långvariga effekter på njurfunktionen (Smedley & Kinniburgh, 2023). En annan källa för exponering av uran är via kött som kan lagra uran i mindre mängder och det samma gäller för växter där uran kan lagras i rotsystemet alternativt i bladen beroende på växt. Den största risken för exponeringen via mat och dryck anses dock främst komma från vatten (SGU, 2016; WHO, u.å.).

2.5.3 Urans påverkan på människokroppen

Uranexponering kan eventuellt ha toxiska effekter på hjärnan, lungorna, levern, njurarna, reproduktionsorgan samt benen. För specifikt uran pekas dess toxiska egenskaper vara det som utgör den största hälsorisken och inte dess radioaktivitet (Faqir et.al., 2025).

Av den mängd uran som kommer in i kroppen kommer majoriteten att åka ut relativt snabbt, det finns dock en liten del som kan lagras. Uran tas upp i mag-tarmkanalen där det senare distribueras vidare via blodomloppet till organ och vävnader som njurar och skelett. Uranet utsöndras sedan huvudsakligen via urinen (Smedley & Kinniburgh, 2023; SGU, 2025a).

Lungorna

Det finns ett ökat antal lungcancerfall för de som jobbar vid urangruvor, detta kan dock vara kopplat till flera andra faktorer utöver uranexponering. Det är exponeringen för joniserad strålning främst alfa-strålningen som är den största orsaken. Studier har visat att det finns en koppling mellan urangruvor och lungcancer men det finns andra faktorer som rökning och andra exponeringskällor som även kan spela en roll i detta (Faqir et.al., 2025).

Njurarna

Det har visat sig att uran kan ackumuleras i kroppen och utgöra ett hot för njurarnas funktion då det kan orsaka apoptos, programmerad celldöd, njurskador och inflammation i njurarna. Vid exponering under lång tid kan uran orsaka tillfälliga eller permanenta skador på njurarna vilket kan hindra dess funktion att rena kroppen från restprodukter. Det har visats ett samband mellan höga uranhalter i kroppen och njurskador genom studier av biomarkörer (Faqir et.al., 2025).

Det uran som hamnar i skelettet kommer få en halveringstid i storleksordningen år. Skelettet har något som kallas för benomsättning vilket innebär att det konstant bryts ner och byggs upp igen. Har då uran lagrats i skelettet kan uranet som lagrats där utsöndras på nytt till blodet och sen även nå njurarna igen, vilket gör att uranet kommer att belasta njurarna under en längre tid (Smedley & Kinniburgh, 2023).

Ben

Dessa studier är främst baserade på djur och därför inte helt applicerbar på hur det skulle påverka människor men det finns ändå bevis som tyder på att uran kan ha en inverkan på benen framför allt vid tillväxten. Det har även visat sig ha en inverkan på benens densitet och hållfasthet vid långtidsexponering kan detta orsaka benrelaterade sjukdomar samt frakturer. Bencancer är också en möjlig konsekvens (Faqir et.al., 2025).

Reproduktionssystemet

Det finns indikationer på att uran, framför allt utarmat uran (depleted uranium), kan ha toxiska effekter på reproduktionshormoner. Detta är dock ett område som kräver fler studier för att kunna dra ett samband mellan exponering och skador på reproduktionssystemet (Faqir et.al., 2025).

Immunsystemet

Det finns populationsstudier som pekar på att det finns en risk vid uranexponering för ett nedsatt immunsystem (Faqir et.al., 2025).

Hjärntoxicitet

Det finns inga studier som visar en koppling mellan uranexponering och neurotoxiska effekter men det finns indikationer på en koppling. Det kan skada DNA (Faqir et.al., 2025).

2.5.4 Regelverk och rekommendationer

Livsmedelsverket har angett rekommendationer, utifrån WHO:s provisoriska riktvärde, om att begränsa uranhalt för dricksvatten till 30 µg/l. Detta riktvärde är baserat på urans toxiska egenskaper och inte radioaktiva egenskaper (Livsmedelsverket, 2022).

För inlandsytvatten samt kustnära vatten har havs- och vattenmyndigheten satt ett gränsvärde på 0,17 µg/l för årsmedelvärde och en maximal tillåten koncentration vid ett enskilt tillfälle får vara 8,6 µg/l. Detta är halten som är satt för mänsklig påverkan vilket innebär att finns det redan bakgrundshalter av uran i vatten ska dessa subtraheras från det uppmätta värdet (HaV, 2019).

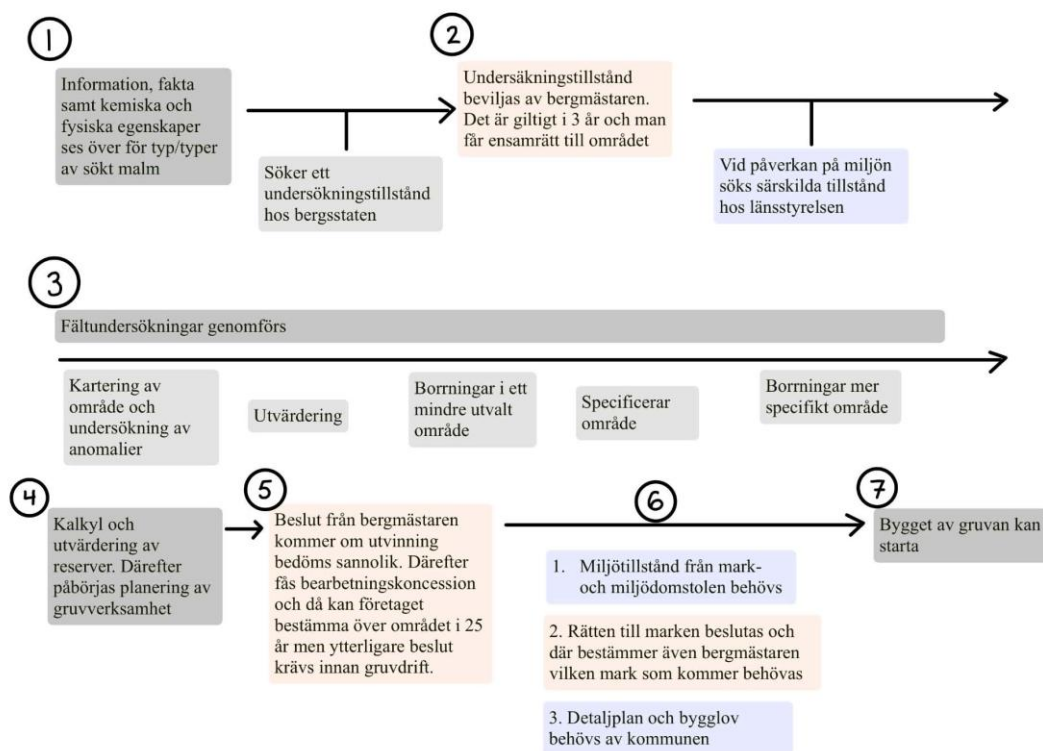
För radon i inomhusluft på arbetsplatser och befintliga bostäder är gränsvärdet satt på 200 Bq/m³. Radon i vatten som tillhandahålls av dricksvattenproducenter är gränsen satt på 100 Bq/l (SSM, 2025).

3 Uranfyndigheter i Sverige

Uranfyndigheterna i Sverige är till stor del kända på grund av en omfattande prospektering som gjordes under 1900-talets andra halva. Fyndigheterna återfinns som både konventionella och okonventionella fyndigheter. Prospektering och vilka svenska fyndigheter som finns av uran kommer att diskuteras i detta kapitel.

3.1 Prospektering

Prospektering är ett samlingsnamn för geologiska och geofysiska undersökningar av berggrunden som görs med syftet att hitta fyndigheter i form av utvinningsbara metaller och mineral. Prospektering är en långdragen process och det är ytterst få prospekteringar som faktiskt leder till gruvbrytning. Anledningarna till att bara ett fåtal leder till start av gruvverksamhet är att fyndigheterna kan vara låghaltiga eller för små, svårighet med att få tillstånd eller för liten lönsamhet för brytning. Om ett företag hittar en fyndighet och får alla krävda tillstånd varar prospekteringsprocessen generellt mellan 20 och 30 år (SGU, 2022). I Figur 5 redovisas processen som krävs för att gå från start av prospektering till gruvverksamhet.



Figur 5 Från start av prospektering till gruvverksamhet (Bergsstaten, 2025; SGU, 2022).

I Sverige idag är det bara privata företag som utför prospekteringsarbete och det utförs inte någon statligt finansierad prospektering. För att kunna utföra prospektering i Sverige ställs det krav på att det finns både finansiella resurser samt kompetens (Bergsstaten, 2025).

3.1.1 Historisk uranprospektering i Sverige

Från mitten av 1900-talet till 1985 genomfördes en omfattande uranprospektering i Sverige. Prospekteringen utfördes av bland annat Sveriges geologiska AB (SGAB) och SGU, där uppdragsgivarna inkluderade Sveriges kärnbränsleförsörjning AB (SKBF), Nämnden för statens gruvegendom (NSG) och LKAB. Insamlad data som kemiska analyser samt borrhål finns arkiverade hos SGU (SGU u.å.-a). Av de områden som studerades var många av dessa lokaliserade i Norrland där områdena Kvarnån, Björkåmyran och Hotagen är några exempel (Forsberg, Löfroth, Kullman, & Gerlach 1985). Ett av områdena där man kom långt med prospekteringen och även en mineralberäkning gjordes var för området Pleutajokk. Detta område beslutades dock inte vara brytvärt efter uran på grund av sänkt pris på uran samt att det hade bildats en miljöopinion mot gruvan (Lilljeqvist, 1991).

3.1.2 Häggån-projektet

Under 2000-talet har flertalet undersökningstillstånd delats ut avseende koncessionsmineral för områden innehållande alunskiffer. De som gällde fram till och med 2021 finns sammanfattade i statens offentliga utredning (SOU 2020:71) (Regeringen, 2020). Det projekt som har kommit längst i Sverige idag är ett omfattande prospekteringsprojekt i Häggån vilket ligger i Jämtlands län, se Figur 6. Projektet ägs helt av det Australienska företaget Aura Energy som är medlemmar i den svenska branchorganisationen för mineral- och metallproducenter i Sverige (Swemin, u.å.). Företaget genomför även två andra projekt vilka är baserade i Mauretanien, Afrika, där prospekteringen syftar på eventuell utvinning av uran, guld och basmetaller.

Projekteringen tittade på fyndigheter av vanadin, nickel, molybden, zink och kaliumsulfat. Företaget har tidigare lämnat in en ansökan om att få öppna en vanadingruva i området men i och med lagändringen 1 januari 2026 har företaget nu lämnat in en begäran om att få uppdatera sin ansökan så att den även inkluderar brytning av uran i området. Motstånd mot gruvdriften finns från både partier och kommuner runtomkring i Jämtlands län (SVT, 2026a). Företaget uppger att fyndigheten för området innehåller 0.36 miljoner ton uran vilket ses som en annan möjlig brytbar metall för området när lagändringen om uran tillträds i början av 2026. Data från området baseras från företagets senaste borrhål i området i oktober 2019 vilket omfattade 91 borrhål (Aura Energy, u.å.).

Skulle gruvdrift bli aktuellt för Aura Energy planeras metoden som kommer användas att vara ett mindre dagbrott där man kontinuerligt kommer bryta mineral varefter området stängs, återfylls, efterbehandlas samt så kommer området täckas med växter igen. De planerar alltså att det kommer ske en kontinuerlig efterbehandling under tiden som gruvan är verksam då detta eftersträvar ha minimal miljöpåverkan för området. Företaget säger att ett av deras huvudfokus ligger i att försäkra att den eventuella gruvdriften i området inte kommer att påverka vattenförsörjningen för området (Aura Energy, u.å.).

Gruvbrytning är ett ämne som diskuterats av kommunerna i området. Bergs kommun tillsammans med Åre, Krokom och Östersund har tillsammans finansierat ett projekt för att få ut kommunikation och påverkan på gruvetablering i området. Målet var främst att skydda dricksvattnet och Storsjön. Efter en överklagan på detta beslut har de nu släppts fast att de får lov att yttra sig kring projektet men inte använda kommunala medel för att kampanja mot gruvan då detta anses var en kommunal angelägenhet (SVT, 2024; SVT, 2026b).



Figur 6 Häggån-projektet är markerat med en röd punkt på kartan.

3.2 Kända uranfyndigheter i Sverige

Utifrån den omfattande prospekteringen som genomfördes under senare delen av 1900-talet har man en bra uppfattning av vilka uranfyndigheter som finns i Sverige. De uranfyndigheter som finns enligt data hämtad från SGU visas i Figur 7.



Figur 7 Sveriges urantillgångar där de som klassas som konventionella är markerade med röda cirklar och det är även de som nämns i tabell 5. De okonventionella tillgångarna markeras med blåa cirklar och nämns i tabell 6. Svartskiffern markeras också som okonventionell tillgång och är markerade med orange på kartan. Data som visas i figuren är hämtad från SGU.

Fyndigheterna kan delas upp i två olika kategorier, den ena är de mineraliseringar med hög uranhalt men som är småskaliga och den andra kategorin är alunskiffern som har en lägre uranhalt men utgör en stor mängd. Enligt klassificeringen anses de mindre uranmineraliseringarna som konventionella tillgångar medan alunskiffern ingår tillsammans med svartskiffern som en okonventionell tillgång. Som nämnt tidigare har dessa trots att de anses som en okonventionell tillgång börjat anses kunna vara brytvärd på grund av det stigande uranpriset samt med dagens modernare brytningsmetoder (SGU, 2016). Tabell 5 visar Sveriges kända konventionella tillgångar som omfattar ungefär 20 000 ton uran. De okonventionella tillgångarna på uran som uppskattas vara runt 2,5 miljoner ton uran visas i Tabell 6.

Tabell 5 Kända urantillgångar i Sverige (SGU, 2016).

Namn	Uran (ton)	Malm (tusen ton)	Uran (%)
Olserum SV	3 900	7 800	0,050
Duobblon	3 307	13 780	0,024
Pleutajokk	2 025	1 930	0,105
Lilljuthatten	1 834	922	0,199
Pålänge	1 800	6 000	0,030
Kvarnån	1 418	1 940	0,073
Björkråmyran	1 330	1 334	0,100
Kläppibäcken	832	1 280	0,065
Skåpie	696	978	0,071
Nöjdfället SO	692	680	0,102
Nöjdfället	441	756	0,058
Sågtjärnen	438	756	0,058
Björklund centrala	200	133	0,150
Labbas (1)	117	70	0,170
Stensjödalen	73	80	0,087
Långträsk	64	130	0,050
Stensjöfället	45	90	0,050
Rävaberget	28	40	0,070
Virka	25	40	0,060
Manak S	20	25	0,080
Tresjöarna	20	15	0,130
Stugberget	12	24	0,050
Staverberget	5	0	1,400
Norr Döttern (2)	4	0	3,000
Höksjön	1	1	0,220
Summa	19 327	38 804	

Tabell 6 Okonventionella tillgångar i Sverige (SGU, 2016).

Namn	Uran (ton)	Malm (tusen ton)	Uran (%)
Ranstad	1 722 000	8 200 000	0,021
Myrviken (Viken)	447 305	3 062 000	0,015
Häggån	308 884	2 350 000	0,013
Tåsjö	40 000	200 000	0,020
Summa	2 528 189	13 812 000	

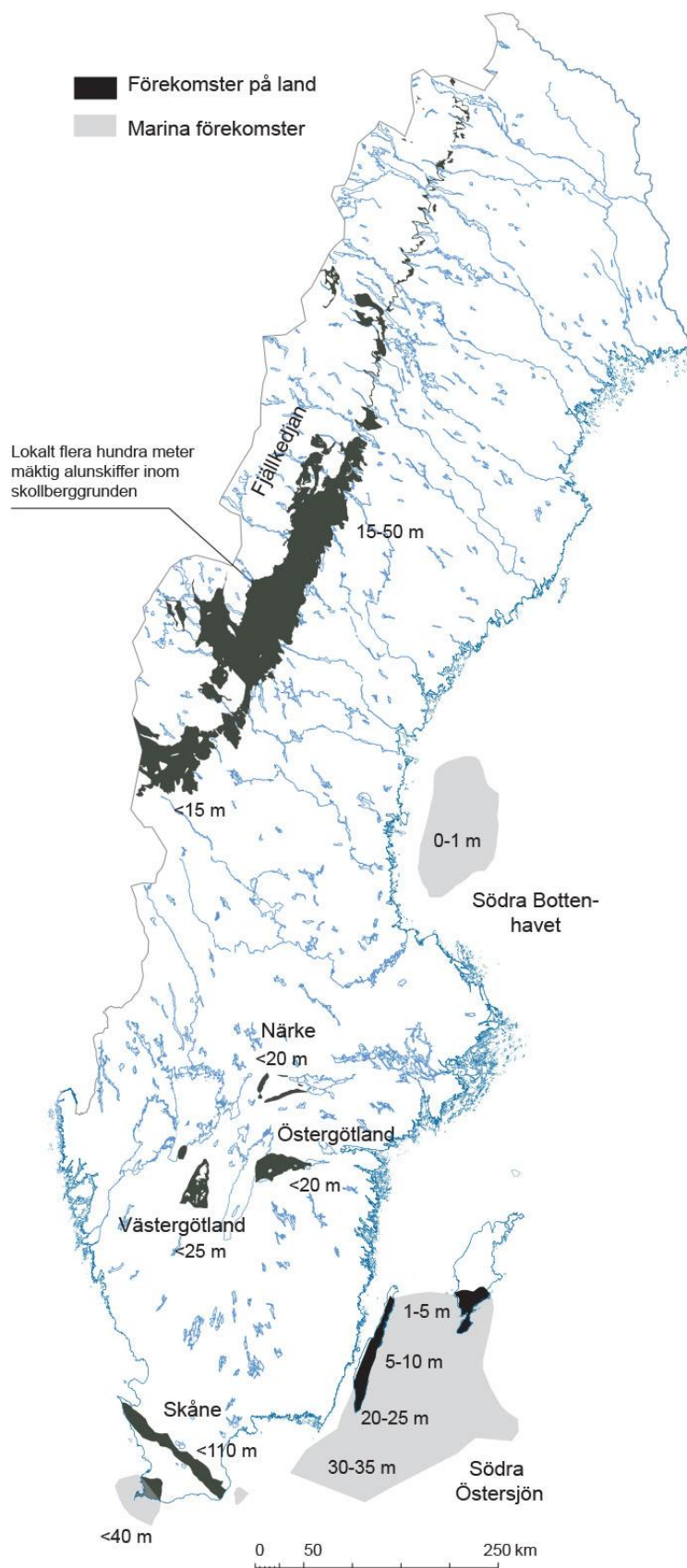
3.3 Konventionella urantillgångar

Sveriges konventionella resurser som presenteras i Tabell 5 återfinns främst i norra Sverige vilket visas i Figur 7. Där finns flertalet av uranmineraliseringar som främst är av metamorfos och granitrelaterade uranhaltiga fyndigheter. De granitrelaterade fyndigheterna inkluderar intilliggande metasediment och gångförekomster men även uranmineraliseringar finfördelat i graniten. Inom denna kategori varierar både volym samt uranhalten stort. Metamorfos relaterade mineraliseringar återfinns i prekambrisk sköldområden där bergarten har genomgått metasomatos, vilket är en typ av metamorfos. Det är antingen en kalium- eller natriumomvandling som sker där kemin förändras när bergarten kommer i kontakt med hydrotermala lösningar. Vilken värdbergart varierar mellan karbonatbergarter och graniter (SGU, 2016).

I Sverige är det främst i bergarterna graniter och pegmatiter som man återfinner en förhöjd uranhalt. Det finns även andra bergarter i urberget som innehåller höga uranhalter. I alunskiffern är uraninnehållet mellan 50 – 300 g/ton vilket är mycket lägre än i de äldre urbergarterna där innehållet oftast är ungefär 1000 g/ton. Trots dessa höga halter är storleken på fyndigheterna begränsade i storlek (SGU, 2025c). Dessa fyndigheter är vad som idag anses vara konventionella tillgångar enligt definitionen att de är brytvärda men på grund av dess begränsade storlek har brytning inte ansetts lönsamt (Lilljeqvist, 1991; SGU, 2016).

3.4 Alunskiffer i Sverige

Berggrunden i Sverige består till störst del av urberg (SGU, u.å.-c). En mindre del av Sveriges berggrund består även av alunskiffern, en bergart som är eftertraktad på grund av sitt innehåll av innovationskritiska och sällsynta metaller. Det som är speciellt för alunskiffern är dess höga andel organiskt material. Skiffern innehåller utöver det även sulfidmineral och uran vilket potentiellt kan utgöra en miljörisk och ställer därför speciella krav på hanteringen. Alunskiffers egenskaper som utbredning, mäktighet och innehåll varierar utefter vart skiffern återfinns i Sverige. Bergarten finns i delar av Skåne, Västergötland, Östergötland, Närke, Västergötland och längs med fjällkedjan (SGU, 2020a). Det som begränsar de olika områdena med alunskiffer är främst förkastningszoner, urbergshorst eller erosionsgränser (Erlström, 2014). Alunskiffers utbredning redovisas i Figur 8.



Figur 8 Alunskifferns utbredning i Sverige och förekomsternas mäktighet angivet i meter. Där förekomster på land är markerat med mörkgrå och de marina förekomsterna är markerat med ljusgrått. Grafiken är utförd av SGU (SGU, 2020a).

Skåne

I Skåne förekommer alunskiffern i två olika områden, det ena är lokaliserat i Skånes sydvästra hörn. Det andra området är en diagonal som sträcker sig från Kivik i sydost till Helsingborg i nordväst. Kännetecknande för alunskiffern i Skåne är att en befinner sig djupt ner under markytan i sydvästra området är det på djup runt 2 500 meter och där har alunskiffern en mäktighet mellan 35 och 44 meter. För området runt Tomelilla och Hörby påträffades alunskiffern på 900 meters djup och mäktigheten varierar. Främst kan man säga att mäktigheten är mellan 80 till 100 meter för de kända delarna och på grund av dåligt underlag i de nordvästra delarna vet man inte alunskifferns mäktighet, på den danska sidan av Kattegatt har mäktigheter på 160 meter uppmätts (Erlström, 2014).

Öland, Östergötland, Närke och Västergötland

Alunskifferförekomsterna på Öland, i Östergötland, Närke och Västergötland utmärker sig då dessa förekommer som relativt ytlig berggrund och på flertalet platser även som ytberggrund.

På Öland återfinns alunskiffern relativt ytligt och förekommer som ytberggrund på några ställen. De största mäktigheterna på ön finns på Ölands södra delar där alunskiffern är ungefär 25 meter tjock medan den endast är ungefär 1 meter tjock i de norra delarna.

I Östergötland finns det ett område där alunskiffern ligger på ungefär 100 meters djup i norr och sen minskar djupet mot de södra delarna där alunskiffern även kan finnas som ytbergart. Mäktigheten för området varierar mellan ungefär 15 till 20 meter men det har förkommit både tunnare och tjockare fyndigheter i området.

För alunskifferförekomsterna i Närke återfinns alunskiffern antingen som ytberggrund eller överlagrad av ordoviciska kalkstenar vars mäktighet bara är några tiotal meter mäktig. I de östra delarna är mäktigheten vanligast runt 12 meter medan det i de västra delarna varierar mellan 12 och 18 meter i mäktighet.

Alunskifferförekomsterna i Västergötland överlagras även här av ordoviciska kalkstenar och alunskiffern förekommer på mindre än 100 meters djup. Alunskifferns mäktighet varierar mellan 6 och 16 meter. Det finns en del av alunskiffern som innehåller högre halter uran och denna del benämns Ranstadsledet. Den har en mäktighet på 4–5 meter i dess sydvästra del och 2 meter i den norra delen (Erlström, 2014).

Fjällkedjan och övriga områden

Den svenska fjällkedjan sträcker sig från Treriksröset i norr till Idre i söder via Östersund och ingår som en del av den kaledoniska fjällkedjan. Längs med fjällkedjan finns alunskifferförekomster som från början bara varit 10 meter mäktiga men på grund av överskjutningar och veckningar har alunskifferlagret upprepats. Därför finns det mäktigheter av alunskiffern uppemot 400 meter och den största mäktigheten har hittats i Tåsjöområdet (Erlström, 2014).

I Dalarna, Härjedalen och Jämtland kännetecknas alunskifferförekomsterna att de förekommer tillsammans med skollor. I Dalarna ligger alunskiffern mellan den underkambriska sandstenen och en överskjuten skolla med bland annat sandsten. Mäktigheten mellan några meter och ungefär 30 meter. Ursprungligen var mäktigheten mellan 12 och 15 meter men skollan har bidragit till att alunskiffern tunnats ut och byggts på.

För Härjedalen saknas det publicerade analysdata men skollorna är likt de i Dalarna.

I Jämtlands södra delar är skollorna också av samma typ som i Dalarna och sträcker sig fram till Storsjöns sydligaste udde. Norr om Strömsunds Vattudal uppträder de tillsammans med kambrosiluriska skollor. I Jämtland återfinns det största landområdet av kambrosiluriska bergarter. Öster i området finns ett bälte av kambrosiluriska bergarter som inkluderar alunskiffer. Ursprungligen har mäktigheten varit över 15 meter och i Storsjöområdet har mäktigheter på 180 meter uppmätts (Erlström, 2014).

I nordvästra Ångermanland finns ett område som kallas Tåsjöfältet, där det har genomförts omfattande både bly- och uranprospektering. För Ångermanland varierar mäktigheten mellan 15 och 50 meter men vid Tåsjöberget uppgår mäktigheten till 400 meter. Prospekteringen för området har fokuserat på lycophoriaskiffern som ligger över alunskiffern och därför saknas data för alunskiffern i området (Erlström, 2014).

Området i Västerbotten och Norrbotten påminner geologiskt om Jämtland och Tåsjöområdet. Det finns enbart begränsat med analyser för alunskiffern i dessa områden men mäktigheten är troligen som högst 10 meter utan yttre påverkningar. Vid överlagringar kan dock mäktigheten vara upp till 100 meter (Erlström, 2014).

Sammanställning av den svenska alunskiffers uppbyggnad

Erlström gjorde 2014 en sammanställning över den svenska alunskiffern och dess uppbyggnad för de olika områdena beskrivna ovan. Dessa områdens innehåll redovisas i Tabell 7 (Erlström, 2014).

Tabell 7 Alunskiffers uppbyggnad per område. i.u. i en cell står för ingen uppgift (Erlström, 2014).

Område	Uran (g/ton)	TOC (%)	Svavel (%)	Bly (ppm)	Krom (ppm)	Koppar (ppm)	Vanadin (ppm)
Skåne	10–180	2–15	1–5,9	40–70	90–17	150–300	100–3 700
Öland	10–120	9–10	2,7–10,5	15–40	50–120	10–210	100–2 600
Västergötland	7–490	4–14	1–9	70–140	93–117	130–230	450–680
Östergötland	10–265	i.u.	3,5–7,9	20–35	90–100	130–145	300–2 100
Närke	125–210	i.u.	7	50–60	100	120–200	430–500
Dalarna	150	10	i.u.	360	i.u.	140	2 700
Jämtland	350–450	10–12	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	1 500–2 000
Tåsjö (Alunskiffer)	50–250		1,3–2,8	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.
Tåsjö (Lycophoriaskiffer)	270–1 060	0,4–3,6	0,4–6	i.u.	i.u.	40–60	140
Västerbotten &Norrbotten	100–200	i.u.	1–5	i.u.	i.u.	140–200	920

3.4.1 Alunskiffers sammansättning

2018 beslutade regeringen en omfattande utredning av den svenska alunskiffern. Utredningen gjordes som en del i Sveriges gröna omställning då alunskiffern innehåller både innovationskritiska mineral och metaller vilket har ökat intresse för prospektering av den svenska alunskiffern (Regeringen, 2020).

I utredning har uppskattning av alunskiffers innehåll gjorts. På grund av att tidigare prospekteringar, studier och analyser som är gjorda på alunskiffern inte fokuserade på de mineral och metaller som idag är de som anses vara intressanta. Det finns ingen databas som visar på alunskiffers exakta innehåll och halter av olika ämnen. För att kunna studera alunskiffers innehåll har ungefärliga riktmärken tagits fram i stället utifrån den data som faktiskt finns tillgänglig (Regeringen, 2020). Därför kan de förekomma både högre och lägre halter än vad riktvärdena som nämnts i statens offentliga utredning och som nämns i Tabell 8 och Tabell 9.

För att bredda kunskapen om alunskiffern beslutade SGU därför att under 2024 och 2025 genomföra en översiktlig provtagning av områden i Jämtland, Västerbotten samt områden i södra Sverige (SGU, 2025b). Den data som presenteras är dock bara riktvärdena som sattes i statens offentliga utredning (SOU 2020:71) 2020.

Alunskifferns komponenter

Alunskiffern består främst av lerskiffer, kvarts och organiskt material vilket visas i Tabell 8. Det finns dock stora variationer på de olika komponenterna beroende på var alunskiffern återfinns då sedimenten har utsatts för olika geologiska och geokemiska processer (Regeringen, 2020).

Tabell 8 Alunskifferns uppbyggnad (Regeringen, 2020).

Komponent	Andel (%)
Lerskiffer, glimmer	25–40
Kvarts	20–35
Organiskt material	10–20
Fältspat	5–20
Pyrit	5–15
Kalcit	2–7
Övriga	3–5

Alunskifferns kemiska uppbyggnad

Riktvärdena för alunskifferns kemiska uppbyggnad presenteras i Tabell 9. Alunskifferns kemiska uppbyggnad är till största delen kiseldioxid, glödförluster, aluminiumoxid och järn(III)oxid. Utöver dessa ämnen som det finns intresse för det övriga kemiska innehållet i alunskifferns uppbyggnad. Dessa övriga ämnen har uppskattats och anges i normalt förväntade halter av ämnet i ppm (mg/kg) i Tabell 10.

Tabell 9 Alunskifferns kemiska uppbyggnad (Regeringen, 2020).

Formel	Namn	Andel (%)
SiO ₂	Kiseldioxid	50–55
SO ₂ , org-C, CO ₂	Glödförlust	10–20
Al ₂ O ₃	Aluminiumoxid	10–20
Fe ₂ O ₃	Järn(III)oxid	5–12
K ₂ O	Kaliumoxid	3–8
MgO	Magnesiumoxid	1–2
CaO	Kalciumoxid	1–2
Na ₂ O, MnO, TiO ₂ , P ₂ O ₅	Spåroxider	<2
Övriga	Övriga ämnen	<1

Tabell 10 Övrigt kemiskt innehåll (ppm, mg/kg) (Regeringen, 2020).

Kemisk beteckning	Namn	Halt (ppm)
V	Vanadin	300–4000
Ba	Barium	300–600
Zn	Zink	115–400
	Spårämnen, kritiska metaller inklusive REE, exklusive vanadin	125–200
Ni	Nickel	140–240
Cu	Koppar	125–175
U	Uran	50–300
Mo	Molybden	50–100
Cr	Krom	60–150
Rb	Rubidium	50–100
Sr	Strontium	50–100
Pb	Bly	25–80

4 Risker och erfarenheter av gruvbrytning

Detta kapitel behandlar vilka möjliga risker det finns med gruvbrytning generellt då det inte finns några entydiga exempel på hur brytning av alunskiffern påverkar miljön. Vid brytning av uran finns det flera processer som behövs studeras för att kunna identifiera möjlig miljö- och hälsopåverkan. I denna del kommer konsekvenserna av gruvbrytning med metoderna dagbrott och underjordsbrytning att beskrivas. In-situ lakning kommer inte att studeras eftersom denna metod inte passar de svenska bergarternas geologiska förutsättningar. Denna typ av utvinningsmetod riskerar även att ha stora miljökonsekvenser för både yt- och grundvatten och därför inte ansetts passande efter svensk lagstiftning. Exempel från tidigare brytning av alunskiffern kommer att inkluderas samt utdrag från statens offentliga utredning (SOU 2020:71).

4.1 Landskapspåverkan

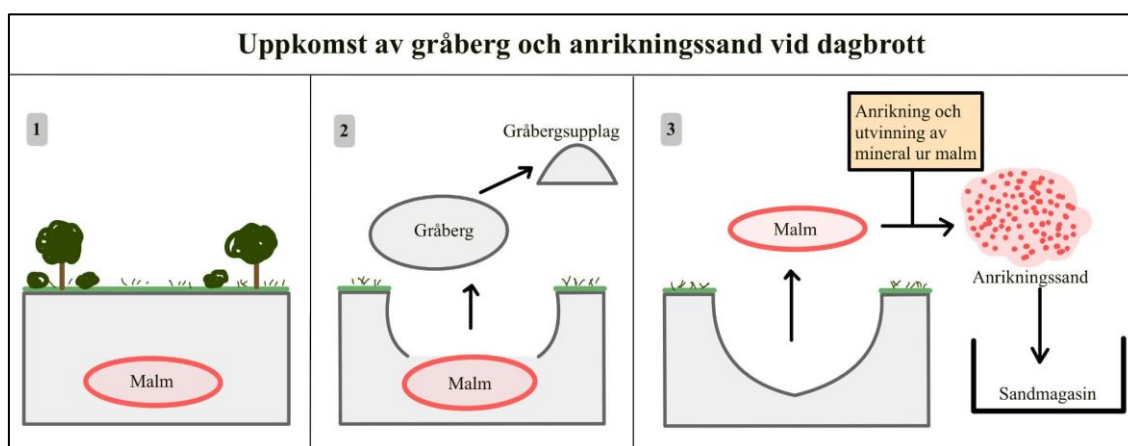
En negativ aspekt på gruvbrytning är brytningens landskapspåverkan. Hur stor landskapspåverkan beror på hur stor volym som kommer att behöva brytas för att få ut önskad mängd av det sökta ämnet. Finns det eftersökta ämnet i lägre halter innebär det att större landområden kommer till att påverkas. Vilken brytningsmetod som används spelar även det en roll, där underjordsbrytning har en mindre inverkan jämfört med dagbrott. Det skiljer de olika brytningsmetoderna åt är beroende på plats, bergart och metod men att bryta malm från alunskiffern i Sverige differerar inte från likande metoder med dagbrott och underjordsbrott. Landskapspåverkan är därför ett grundligt studerat ämne och det finns väl beprövade metoder för att på ett effektivt sätt utföra brytningen för att minimera landskapspåverkan (SGU, 2016). Mer detaljerad beskrivning av hur landskapspåverkan kan påverka miljön negativt kommer inte att diskuteras i denna rapport.

4.2 Grundvattenbortledning

Förkommer gruvverksamheten på ett område där malmfyndigheterna återfinns under grundvattennivån är länsdumpning aktuellt. Grundvattenbortledning sker då för att torrlägga området och möjliggöra brytning (SGU, 2026b). En möjlig konsekvens av grundvattenbortledning uppstår i samband med nedstängning av gruvverksamheten, när grundvattnet åter börjar flöda in i området. När vattnet tillförs finns en risk att toxiska ämnen mobiliseras och lakas ut. Detta gäller främst sulfidmineral i berggrunden eller i den obrutna malmen som i samband med gruvbrytning har utsatts för syre. Denna process beskrivs tydligare i kapitel 4.3.6. Det finns ett samband mellan återfyllningstiden och föroreningsgraden, där en längre återfyllningstid kan leda till en ökad föroreningsgraden (Höglund, 2010). Grundvattenbortledning kan få flera andra konsekvenser men dessa kommer inte att tas upp i denna rapport.

4.3 Gruvavfall

Efter gruvbrytningen kommer olika typer av gruvavfall. Gruvavfallet innefattar gråberg som blir kvar från gruvbrytningen samt anrikningssanden som finns kvar efter att uranet anrikats. Den största inverkan från gruvavfallet på miljö och vatten är kopplat till sulfidmineraler men det kan även finnas andra ämnen i avfallet som orsakar miljöproblem. Hur omfattande miljöpåverkan avfallet kan orsaka beror på mängden, området och avfallets sammansättning (Naturvårdsverket, 2017). En överskådlig bild på hur de olika gruvavfallen gråberg och anrikningssand uppkommer vid ett dagbrott redovisas i Figur 9.



Figur 9 En översiktlig skiss över hur gruvavfallen anrikningssand och gråberg uppkommer vid dagbrott.

4.3.1 Gråberg

Gråberg är det berg som man behöver bryta för att komma åt den sökta malmen. Dess inverkan på både hälsa och miljö beror på hur bergarten hanteras vid brytning, vilka egenskaper den har samt hur omfattande volym som bryts. Det ingår alltid att åtgärder för gråberg tas vid vanlig modern gruvdrift men beroende på innehållet i berget anpassas åtgärderna. Detta gäller exempelvis när det finns risk för innehåll av radioaktiva ämnen. Innehåller gråberget höga halter av farliga ämnen, exempelvis bly och uran, kan specifika åtgärder behöva tas ut en miljösynpunkt vid hantering. Har gråberget i stället en lägre halt av farliga ämnen som bedöms inte utgöra en risk kan gråberget användas för att återfylla gruvområdet eller som ballast (SGU, 2016).

4.3.2 Anrikningssanden

När malmen har brutits är det första steget i processen att krossa och mala malmen för att kunna frilägga kornen. Friläggningen av kornen bidrar till att olika ämnens egenskaper kan utnyttjas för att utvinna värdefulla ämnen i malmen. Vilka metoder som sedan används i nästa steg när man utviner och anrikar ämnet beror på mineralen och ämnets kemiska och fysikaliska skillnader. Det är även vanligt att man kombinerar olika metoder för att maximera utvinningen. Koncentratet som kommer ut efter anrikningsprocessen går sedan vidare i produktionen för att sedan anrikas ytterligare. Restprodukten som är kvar efter att malmen krossats och metall eller annat ämne har utvunnits och anrikats kallas för anrikningssand (SGU, 2020b).

Den finkorniga anrikningssanden transporteras oftast vidare från anrikningsprocessen genom rörledningar i en kombination med gruvvatten till främst sandmagasin där den förvaras. Sandmagasinen utgörs av stora bassänger som är konstruerade för att skydda miljön under produktionstiden. En vanlig metod är att hålla anrikningssanden mättad med vatten för att främst förhindra att sanden vittrar eller dammar (Naturvårdsverket, 2017; SGU, 2020b). Om halterna är låga kan det vara ekonomiskt olönsamt att utvinna vissa ämnen. Sulfidbundna halvmetaller och metaller kan då kvarstå i anrikningssanden efter anrikningsprocessen, vilket potentiellt kan innebära en risk (Höglund, 2010).

För att förhindra olyckor finns det inbyggda övervakningssystem som kontrollerar konstruktionens hållbarhet. Att sandmagasinen brister är en risk som behöver beaktas då de utsätts för tryck från stora mängder vatten och anrikningssand. Konstruktionen behöver därför möta höga krav som ställs på magasinerna där läckage från dessa dammar kan få allvarliga konsekvenser. Allt avrinnande vatten från anläggningarna behöver ständigt kontrolleras (SGU, 2020b).

4.3.3 Efterbehandling

Vid nedstängning av en gruvverksamhet finns det vissa risker som behövs ta i beaktning för att främst förhindra en miljöpåverkan. Även om produktionen stängs ner krävs flertalet åtgärder och detta är vad som kallas för efterbehandling. Efterbehandlingens syfte är i huvudsak att långsiktigt minska risken för skada, minska mängden metallhalter som släpps ut till miljön samt inte efterlämna miljöskulder till kommande generationer. Åtgärder anpassas till områdets geologiska och hydrogeologiska förutsättningar. Andra faktorer som spelar in tas i beaktning vid planering av efterbehandling. Det finns både aktiva och passiva åtgärder som strävar efter att fungera långsiktigt och kräva minimal övervakning (Naturvårdsverket, 2017).

Vid hantering av sulfidhaltigt gruvavfall fokuserar efterbehandlingen på att förhindra att avfallet vittrar genom att främst täcka det med vatten, fast material eller en kombination av båda två. Övertäckning av sulfidhaltigt gruvavfall är en passiv metod för att minimera gruvavfallets tillgång på syre (Naturvårdsverket, 2017). Vid val av övertäckningsmaterial är det viktigt att materialet har en låg hydraulisk konduktivitet för att förhindra inträngning av syre och vatten. Detta för att minska risken för kontaminering av omkringliggande områden (Höglund, 2010).

4.3.4 Dammpartiklar

När malm bryts finns det risk att dammpartiklar av olika ämnen sprids via luften och kan orsaka skador vid inandning eller på miljön när de faller ner på områden utanför gruvan. Vid specifikt brytning av malm innehållande uran finns det risk för att damm sprider radondöttrar och långlivade alfastrålande partiklar som sen tar sig in i luftvägarna. Det finns dock studier som har visat att för modern gruvdrift är det endast en del av gränsvärdet för uran som når allmänheten (SGU, 2016).

4.3.5 Strålning

Vid brytning av malm som innehåller radioaktiva ämnen, exempelvis uran, är det viktigt att ta hänsyn till detta vid hanteringen av avfallet. Hantering av uran särskiljer sig inte från andra farliga ämnen som exempelvis andra sulfidmalmer men dotterprodukterna som

bildas vid urans sönderfall behöver beaktas. Främst är det radium, uran och deras döttrar som står för den största delen av strålningen i gruvavfallet. Avfallets radioaktivitet beror på halterna i malmen men generellt är det runt 85 procent kvar i anrikningssanden. De höga halterna beror på att de radioaktiva ämnena torium och radium finns kvar i anrikningssanden då de inte lakats ut. Under de första månaderna kommer 12 procent av avfallet sönderfalla till en nivå som är stabil i tusentals år (SGU, 2016)

I Kanada där man bryter uran från malm med betydligt högre koncentrationer än i den svenska alunskiffern konstaterades det att strålningen för både uranbrytningen och kärnkraftverken stod för enbart 0,6 procent av den totala strålningen som en vuxen person exponeras för. Historiskt finns det dock exempel från Kirgizistan där mycket höga strålvärden på 10 - 30 mSv per år påträffats hos människor. En av anledningar till dessa tidigare höga värden kan ha orsakats av att människor ätit mat som odlats på förorenad mark (SGU, 2016).

En vanlig metod för att deponering av radioaktivt gruvavfall är i dagbrott. Vid senare efterbehandling täcks gruvavfallet med tillräckligt stora mängder av lera och jord för att hålla de marknära nivåerna naturliga för gammastrålning och radondöttrar. Problem med denna metod är att den förhindrar senare exploatering på platsen på grund av radioaktiv mark (SGU, 2016).

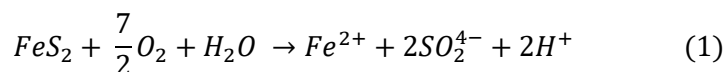
4.3.6 Sulfidmineral

När en gruvverksamhet bedrivs i berg innehållande sulfidmineral är hanteringen av malmen ett av de mest kända miljöproblemen relaterat till gruvdrift och är kopplat till flera olika delar i gruvprocessen. Gruvavfall innehållande sulfidmineral kan orsaka allvarliga miljöproblem för både mark och vatten (SGU, 2020d).

Sulfidmineral är en grupp som innefattar olika föreningar som innehåller svavel och metalljoner. Pyrit är ett exempel på ett sulfidmineral, som innehåller svavel och järn. Andra sulfidmineral är zinkblände, kopparkis och blyglans (Naturvårdsverket, 2017). Sulfidmineral bildas i syrefattiga miljöer där de förblir stabila så länge de inte kommer i kontakt med syre och vatten. Vid kontakt med syre blir sulfidmineral instabilt och i kombination med vatten startar en serie av geokemiska reaktioner som oxiderar mineralen, vilket kallas för vittring. Oxidationen leder till att bindningen mellan svavel och metallen bryts och ämnena blir vattenlösliga. Till följd av reaktionen släpps även vätejoner ut i vattnet vilket gör vattnet surt och pH-värdet sänks. Det lägre pH-värdet kan i vissa fall påskynda vittringen av mineral vilket i sin tur leder till ökad förorening.

I samband med gruvdrift kallas detta sura dräneringsvatten som bildas då sulfidmineral i gruvavfall har exponerats för syre och vatten för Acid Mine Drainage vilket förkortas AMD. AMD är ett av de mest kända miljöproblem kopplat till gruvverksamhet när den bedrivs i berg innehållande sulfidmineral och kan påverka både mark och vatten. Det är kombinationen av det sura vattnet och metaller som lakas ut som kan orsaka miljöproblem (Naturvårdsverket, 2017; SGU, 2020d).

Exempel på oxidation av den vanliga sulfidmineralen, pyrit visas i ekvation (1). När pyrit, även kallat svavelkis, oxiderar och bildas vätejoner som sedan sänker pH vilket skapar surare vatten.



Vittring av sulfidmineral är en naturlig process som konstant pågår i naturen men vid gruvbrytning kan oxidationen gå tusentals gånger snabbare än den naturliga processen. Detta beror på att man lyfter upp en större mängd mineral till ytan vilket leder till en hög exponering för både vatten och syre. Utsläpp av metallrikt lakvatten kan läcka ut till omkringliggande miljö från flera olika delar av gruvanläggningen och det behövs därför aktiv planering för hur lakvatten ska samlas upp, en så kallad vattenplaneringsplan. För att få en bild över hur gruvavfallet påverkar omkringliggande vatten och miljö behöver recipienters pH och metallhalter lämpligen studeras innan, under och efter gruvdrift (Naturvårdsverket, 2017).

Surt lakvatten leder till en förhöjd metallhalt i vattnet. Metaller är grundämnen som inte bryts ner utan stannar kvar i antingen miljön eller i människans kroppar under en längre tid. Majoriteten av ämnena har en negativ inverkan på hälsan vid tillräckligt höga koncentrationer. Koncentrationerna skiljer sig dock beroende på ämnena då deras toxicitet varierar. Järn är ett exempel på där även högre halter i vatten generellt inte innebär någon större hälsorisk, medan ämnena som arsenik och kadmium kan utgöra en hälsorisk redan vid låga halter, då de kan påverka njurar och nervsystem negativt samt är cancerogena (SGU, 2020c). Förutom metallhaltigt vatten kan lågt pH vara skadligt för fler organismer (SGU, 2020d).

Eftersom sulfidmineral är ett känt miljöproblem vid gruvbrytning är det väl forskat på och kunskap finns kring hur man kan förhindra spridning (SGU, 2020d). Alunskiffern är en av de bergarter som innehåller sulfidmineral och vid brytning av denna mineral kommer särskild hantering krävas för att inte riskera att det påverkar miljön negativt (SGU, 2020a).

För att reglera mängden ämnen som får släppas ut finns det särskilda utsläppskrav som anges i miljötillståndet som man får i samband med ansökan om gruvverksamhet. Dessa gränser är satta för att skydda både människor och omkringliggande miljö. Kraven sätts efter miljö kvalitetsnormer som bland annat är baserade på gränsvärdesnormer (SGU, 2020c). Ett sätt att minska problem kopplade till vittring av sulfidmineral är att täcka gruvavfall innehållande sulfidmineral med jordlager med låg hydraulisk konduktivitet, för att begränsa exponeringen av syre eller vatten (SGU, 2020d). När det kommer till sulfidhaltigt avfall anses det inte finnas metoder för efterbehandling som är helt säkra utan det kommer alltid att krävas ytterligare kontroller och åtgärder även efter att efterbehandlingen är genomförd. Det är viktigt att recipientens förhållanden, särskilt avseende pH och metallhalter, studeras noggrant vid bedömning av lakvattenpåverkan. Värdena när efterbehandlingen anses vara klar ska helst jämföras med de värden som recipienten hade innan gruvstart. Vid en studie som Naturvårdsverket gjorde på uppdrag av regeringen som släpptes 2017 uppgavs det att denna typ av data saknats vid flertalet gruvstarter (Naturvårdsverket, 2017).

Möjliga spridningsvägar

Lakvattnets möjliga spridningsvägar beror på flera samverkande faktorer där verksamhetens utformning samt placeringen av avfallsanläggningen, främst med avseende på hantering av lakvatten, utgör en övergripande styrande parameter. Även områdets geokemiska och hydrogeologiska förhållanden samt hydrogeologiska och geologiska egenskaper i både berggrund och jord har en betydande inverkan på lakvattnets spridning. Några exempel på förhållanden som påverkar omfattningen av spridningens miljöpåverkan är lakvattnets pH samt vilka metaller och andra potentiellt skadliga ämnen som kan mobiliseras och transporteras. Andra faktorer är de meteorologiska och topografiska förhållandena vilket påverkar hur snabbt vattnet kan infiltrera samt i vilken riktning och till vilken recipient de förorenade vattnet kommer att rinna åt. Även hur grundvattnet förändras efter tid både på kort och lång sikt kan ha en inverkan på spridningsvägarna i området (Naturvårdsverket, 2017).

Bestämmelser kring hantering av avfallet vid utvinning omfattas av både förordningen (2013:319) om utvinningsavfall samt miljöbalken (Sveriges riksdag, 2013).

Hur lakvattnet kan sprida sig är en komplex fråga och det finns många olika faktorer som behövs ta i beaktning för att tydligt kunna redogöra riskerna vid spridning av lakvatten med lågt pH och metaller. Ytterligare studier krävs därför för att kunna ge en mer detaljerad och kvantitativ beskrivning av faktorerna.

4.4 Erfarenheter vid brytning

I detta kapitel kommer några erfarenheter från både aktuell och tidigare gruvdrift beskrivas. Detta kapitel innehåller bara några exempel på erfarenheter vid brytning, mer kunskap går att hämta men de erfarenheterna kommer inte beskrivas i denna rapport. En notering kring tidigare brytning av den svenska alunskiffern är att den skedde under en annan tid med annan lagstiftning och därför anses inte dessa metoder vara aktuella med nutida lagar och krav (Regeringen, 2020).

4.4.1 Finland, aktuella erfarenheter

Från och med 2024 har uran utvunnits som en biprodukt vid gruvan Terrafame i Finland från svartskiffer som har likheter med den svenska alunskiffern (Terrafame, u.å.). Den aktuella gruvan har dock varit aktiv sedan år 2009 och har stött på tekniska och processrelaterade brister vilket har haft en negativ miljöpåverkan.

Miljöproblem

Under hösten 2010 gjordes upptäckten att avloppsvattnet innehöll höga halter av sulfat, natrium och mangan, vilka alla översteg gränsvärdena. De förhöjda värdena på avloppsvattnet kunde spåras till ett byte från vattenbaserade till alkaliska tvättsystem i reningsprocessen. Detta i kombination med den vanliga reningsprocessen bildade natriumsulfatföreningar som inte effektivt kunde avskiljas utan bidrog i stället till ökad salthalt i omkringliggande vatten. Efter åtgärder i reningsprocessen sänktes halterna (Sairinen et.al., 2017).

2011 uppmärksammade sedan den regionala miljömyndigheten Kainuu ELY att gruvan bidrog till hydrologiska effekter på närliggande sjöar. Förhöjda halter av bland annat mangan, sulfat och järn uppmättes vilket ledde till avrådan från bad och tvätt i sjövattnet.

Efter att man 2012 börjat återvinna och rena avloppsvattnet minskade sulfathalterna samt att mängden utgående vatten minskade.

I november 2012 började en av sedimenteringsbassängerna innehållande gipstillsatser att läcka. Det tog tre dagar innan läckan lokaliserades, den kunde då inte åtgärdas direkt utan vatten med höga metallkoncentrationer läckte ut i naturen under en vecka. Efter olyckan kunde några faktorer fastställas ha orsakat miljöskadorna efter olyckan. Teknologin som användes var både ny och otestad, dels för metallerna som bröts och dels för det nordiska klimatet. Utökning av gruvverksamheten ökade även riskerna för att något skulle gå fel (Sairinen et.al., 2017).

Terrafame anger på sin hemsida att halterna för uran var 2,55 µg/l 2023 i det utgående vattnet vilket ligger under de 10 µg/l som miljötillståndet kräver. De anger även att koncentrationen uran i den malm som de bryter från är 17 mg/kg (Terrafame, u.å.).

Sjön Nuasjärvi

Avloppsvatten från gruvan går via ledningsnätet till sjön Nuasjärvi sedan 2015. Dragningen av avloppsledningen och utloppets placering i sjön redovisas i Figur 10. Efter bytet av ägare 2015 genomfördes ändringar där bland annat avloppsreningssystemet uppgraderades. Recipienten anses idag ha en tillräckligt god vattenkvalitet men det finns trots detta höga nivåer av elektrisk konduktivitet vid utloppet från gruvan. Nivåerna av totalfosfor bedöms vara låga. Trots att ny filterteknik har installerats vid vattenreningen har sjöns produktivitet inte ökat, vilket indikerar låga halter av fosfor.

Under 2017 gjordes en studie över gruvans inverkan på sjöns kvalitet genom att prover togs på flertalet platser. Utifrån studien kunde det observeras att avloppsvattnet hade en inverkan på sjöns bottenmiljö, främst på stort djup nära avloppsvattnets utlopp, medan vid ytan fanns det en minimal eller ingen påverkan. I de djupa områden observerades en minskad biologisk mångfald, förändrad artfördelning samt sänkta syrehalter och försämrad bentisk kvalitet (Luoto et.al., 2019). Den bentiska kvaliteten är ett sätt att beskriva en sjös miljötillstånd där ett lågt värde motsvarar en låg syrehalt samt hög näringspåverkan (Sveriges vattenmiljö, 2019).

Resultaten visar att negativa effekter kunde hittas trots att kvaliteten på utgående vatten ansetts acceptabelt. Sammanfattat blir påverkan från utsläppen från gruvan främst ökad salthalt och minskad siktning vilket ger en försämrad och syrefattig bottenmiljö. Djupvattenmiljön och de trofiska miljöerna är en aspekt att studera vid utsläpp av gruvavloppsvatten till en recipient (Luoto et.al., 2019). De trofiska nivåerna mäter hur olika organismer placerar sig i näringskedjan (Ginzburg & D'Andrea, 2024).



Figur 10 Avloppsledningens dragning från gruva till sjö (röd streckad linje) och avloppsrörets utlopp (röd punkt).

4.4.2 Brytning av alunskiffer

McClellan Lake, Kanada

Ett exempel på hur gråberg kan hanteras när det finns risk för radioaktiva ämnen är urangruvan McClellan Lake i Kanada. Där bryts uran i ett dagbrott och stora mängder av gråberg hanteras. Vid gruvan separeras gråberg i samband med brytningen främst genom

att borrhål skannas efter radioaktiva ämnen och att området delas in i sprängzoner. Metoden de använder har bidragit till att gråberget kan delas in i massor med farliga ämnen samt rena massor. Extra skanningar utförs på bergmassor som klassificerats som farliga och det genomförs även dagliga skanningar för att säkerställa att de krossade berget inte placerats fel. Denna metod har bidragit till att 15 procent av gråberget klassificerats som problematiskt och kunnat separerats i stället för att allt skulle klassats som problematiskt. Detta gråberg har placerats i utgrävda deponier för att förhindra oxidation och vidare spridning av farliga ämnen till området via ytvatten och luft (SGU, 2016).

Tidigare erfarenheter Sverige

Det finns tidigare exempel på när alunskiffern har brutits i Sverige vid exempelvis Andrarum, Degerhamn, Kvarntorp och Ranstadsverket.

Andrarum

Alunbruket i Andrarum, Skåne var driftsatt mellan år 1637 och 1912 där alun producerades från alunskiffer som bröts i dagbrott. Det finns inga efterbehandlingsåtgärder genomförda efter nerläggningen och det uppskattas finnas upp till 1,5 miljoner m³ av förorenade massor kvar efter brytningen. Länsstyrelsen har klassat området med riskklass 2 i fas 1 enligt MIFO. Området anses ha ett stort skyddsvärde då Verkeån och omkringliggande område både är ett Natura-2000 område och naturreservat (Regeringen, 2020).

Degerhamn

Från 1723 till 1930 utvanns alunskiffern i Degerhamn på Öland. Brytningen var i ett dagbrott och malmen användes till kalkbränning, alunframställning samt cementtillverkning. Ingen fysisk efterbehandling är gjord i området. Efter provtagning har området enligt MIFO klassificerats med riskklass 1 i fas 2. Det förekommer måttliga halter av föroreningar för området men de har spridit sig över stora ytor och bedöms därför att utgöra risker för både miljön och människors hälsa. Spridningen innefattar arsenik, molybden, kadmium, uran och vanadin. Riskerna anses inte vara akuta men de kan ha en långsiktig påverkan (Regeringen, 2020).

Kvarntorp

I Kvarntorp, Närke utvanns skiffer och olja mellan 1940 och 1966 från alunskiffern som bröts i dagbrott. Innan dess brändes alunskiffer tillsammans med kalksten med start i slutet på 1700-talet. Vissa av dagbrotten efterbehandlades genom att delvis eller helt fyllas med vatten, andra delar av områdena återfylldes med delvis grovkorniga massor med hög genomsläpplighet. Restprodukterna från driften lades till stor del på den så kallade Kvarntorpshögen som omfattar massor runt 40 miljoner m³. Det sker fortfarande kemiska processer i högen som innehåller halter av bland annat uran, nickel, kadmium och arsenik. Metallhaltigt lakvatten bedöms utgöra en risk för omkringliggande vatten och påverka miljön under en lång tid framöver. Kvarntorpshögen har i fas 2 fått riskklass 2 enligt MIFO (Regeringen, 2020).

Ranstadsverket

Ranstadsverket är det enda exemplet på när alunskiffern brutits för metallutvinning i Sverige (Regeringen, 2020). Under första halva av 1960-talet uppfördes Ranstadsverket av AB Atomenergi på uppdrag av staten för att utvinna uran från alunskiffern. Det

genomfördes en provdrift under andra halvan där ungefär 200 ton uran utvanns. Vidare under 1970 till 1984 användes gruvan för att forska, utveckla och testa olika metoder för att utvinna uran men även andra ämnen som molybden, vanadin, aluminium och olja. 1984 stängdes gruvan ner och efterbehandlingen påbörjades (Höglund, 2010).

Mellan 1990–1993 efterbehandlades dagbrottet och lakrestdeponin. Lakresterna täcktes över av olika kombinationer av morän och kalksten för att minska läckage och vittring. Dagbrottet fylldes partiellt med skifferrester täckt av morän och därefter vattenfylldes dagbrottet naturligt. Det vattenfyllda dagbrottet bildade Tranebärssjön som sedan 1993 har bräddat orenat vatten. Över lag har efterbehandlingen gett goda resultat där metallhalter minskat, stabilare pH-värden och miljömålen uppfylldes runt år 2000, detta trots att utsläpp av exempelvis uran och nickel fortfarande förekommer. Sedan 2018 är området klassat som ett miljöriskområde med begränsningar för markanvändningen för att skydda miljö, människor och de skyddande tätskikten från störningar (Höglund, 2010; Regeringen 2020)

Sammanfattning av tidigare brytning i Sverige

Sammanfattning av verksamheterna nämnda ovan, vilka miljöproblem dessa har och MIFO-riskklass presenteras i Tabell 12. Riskklasserna bygger på länsstyrelsens MIFO-inventeringar av de förorenade områdena. Fas 1 innebär att riskklassen är satt efter en orienterande studie vilket ger en inledande riskklassning medan fas 2 är en översiktlig undersökning där provtagningar har genomförts för att bekräfta den initierande riskklassen eller ändra den. Det finns fyra olika riskklasser som bedöms utifrån de risker som det finns för miljön och människors hälsa både kortsiktigt och långsiktigt. Riskklasserna presenteras i Tabell 11 (Naturvårdsverket, 2017; Regeringen, 2020).

Tabell 11 Riskklasser enligt MIFO (Naturvårdsverket, 2026c).

Riskklass	Risk
1	Mycket stor risk
2	Stor risk
3	Måttlig risk
4	Liten risk

Tabell 12 Sammanfattning av miljöproblemen kopplat till tidigare gruvdrift med alunskiffer i Sverige (Regeringen, 2020)

Område	Typ av verksamhet	Viktiga miljöproblem	MIFO-riskklass	Fas
Andrarum	Alunbruk och alunutvinning	Spridning av förorenat lakvatten till vatten som kan påverka nära Natura-2000-område	Riskklass 2	Fas 1
Degerhamn	Alun-, kalk- och cementindusti	Risk för spridning av arsenik, molybden, kadmium, uran och vanadin vilket leder till långsiktig påvekan	Riskklass 1	Fas 2
Kvarntorp	Skifferoljeproduktion, kalkbränning och skifferutvinning	Metallhaltigt lakvatten som kan utlakas under en lång period framöver	Riskklass 2	Fas 2
Ranstad	Utvinning ur alunskiffer	Trots efterbehandling finns det risk för utsläpp av metallhaltigt lakvatten innehållande exempelvis uran och nickel	Miljöriskområde (Ej enligt MIFO men klassificerats av Länsstyrelsen)	-

4.5 Möjliga skadliga ämnen vid brytning av alunskiffer

Urans inverkan på miljö och hälsa har tidigare diskuterats men i samband med brytning och utvinning från alunskiffern kan det finnas flertalet ämnen som kan utgöra miljö- och hälsorisker. Alunskiffer är naturligt rikt på grundämnen som kan vara toxiska. Några intressanta ämnen är järn, arsenik, kadmium, zink, nickel, vanadin och molybden. Dessa ämnen kan vid vittring och lakning frigöras från malm och berg och spridas till miljön i samband med gruvbrytning (Regeringen, 2020). I detta delkapitel kommer dessa ämnens möjliga effekter på hälsa och miljö beskrivas. Det finns även andra ämnen i alunskiffern som kan utgöra en hälsorisk men dessa kommer inte att tas upp i denna rapport.

4.5.1 Järn

I statens offentliga utredning (SOU 2020:71) av alunskiffern anges det att den svenska alunskiffern innehåller mellan 5–15 % av pyrit. Skulle pyrit oxidera innebär detta i sig inte en miljöfara men vittrar den finns det en risk att detta sänker pH vilket i sin tur kan bidra till att andra metaller mobiliseras som i sin tur kan bidra till miljörisker (Regeringen, 2020).

4.5.2 Zink

Zink är en basmetall som gärna binder sig till svavel men förekommer även i vissa fall som oxider och karbonater. Det förekommer väldigt låga halter av zink i svenskt grundvatten. Ämnet är mobilt under oxiderande och sura förhållanden, vid surare vatten ökar mobiliteten. Förhöjda halter av zink kan indikera på att det finns högre halter av andra ämnen som exempelvis kadmium i vattnet. Malm bryts för att utvinna zink i flertalet gruvor i Sverige för att sedan användas till ytbehandlings, batterier, legeringar med flera. Vanliga källor till ökad zinkhalt i grundvatten är exempelvis i anslutning till gruvor, gruvavfall och avloppsreningsverk (SGU, 2024g).

För människor anses zink vara livsnödvändigt i låga halter men det kan dock orsaka problem vid för högt intag. Symptom vid för högt intag är kräkningar och kroppens förmåga att ta upp andra viktiga ämnen som koppar hindras. Bedömning har dock gjorts att risken för höga halter i dricksvatten är låga och det finns inga utsatta gränsvärden men vid halter över 3 mg/l kan man förvänta sig se och smaka förändringar på vattnet (SGU, 2024g).

För de flesta organismer är zink ett nödvändigt ämne men för vattenlevande organismer kan det vara skadligt redan vid relativt låga halter. Störst risk är i mjukt näringsfattigt ytvatten med lågt pH. Ämnet har på nationell nivå klassificerats som ett av de 32 ämnen som är speciellt problematiska avseende ekologisk status i ytvattenförekomster (SGU, 2024g). För inlandsytvatten har havs- och vattenmyndigheten satt ett gränsvärde på 5,5 µg/l för årsmedelvärde (HaV, 2019). För grundvatten är tröskelvärde satt till 0,5 mg/l (SGU, 2023).

4.5.3 Nickel

Nickel är likt zink en av basmetallerna som förekommer naturligt i låga halter i grundvattnet. Ämnet förekommer främst bundet i sulfidmineral. En källa till nickel är svartskiffern i exempelvis centrala Jämtland, södra Öland och Skåne. Medianvärdet för nickel i grundvatten är relativt lågt på 0,33 µg/l för ytligt grundvatten. Likt zink är mobiliteten och lösligheten som störst vid lågt pH-värde och vid oxiderande förhållanden. Användningsområden för nickel i Sverige är till legeringar, ytbehandlingar och katalysatorer. Några exempel på områden där förhöjda halter förekommer är vid gruvor, gruvfall och avloppsreningsverk. Oxidation vid grundvattensänkning är en annan anledning till förhöjda halter då nickel frigörs som ett resultat av att sulfidmineral har oxiderat (SGU, 2024d).

Ämnet är nödvändigt för tillväxten för både växter och flertalet organismer. Växter tar därför upp nickel vilket bidrar till att människor får i sig en bakgrundsdos via maten, majoriteten av nickelhalterna människan intar kommer via födan och inte via dricksvattnet (SGU, 2024d). För dricksvatten ligger gränsvärdet på 20 µg/l (Livsmedelsverket, 2022). Vilka hälsoeffekter för höga nickelhalter har är inte helt kartlagt men det finns indikationer på att det kan ha en gastrointestinal och neurologisk påverkan. Vissa studier visar även på att det skulle kunna ha en inverkan på tillväxt och reproduktion. Personer som har en utvecklad nickelallergi samt personer med kontakt eksem kan uppleva problem vid högre halter av nickel i mat och dryck (SGU, 2024d).

För djur och växter är nickel nödvändigt men för vattenlevande organismer kan även låga halter vara giftiga. Nickel finns med på EU:s lista över prioriterade ämnen då det anses vara farligt för vattenmiljöer. Utifrån EU parlamentets direktiv har havs- och ytvattenmyndigheten tagit fram ett gränsvärde på 4 µg/l för årsmedelvärdet för inlandsytvatten (HaV, 2019). Likt för zink anses de ha potentiella ekotoxiska effekter vid näringsfattigt och mjukt ytvatten med ett lågt pH (SGU, 2024d).

4.5.4 Arsenik

Arsenik är en halvmetall som har cancerogena egenskaper, där exponering via dricksvatten är en känd källa. Den förekommer naturligt i Sverige både i berg och jord. I grundvattnet förekommer halvmetallen främst i låga halter men det finns områden med förhöjda halter vilket förklaras med när det förekommer i berggrunden samt i vissa fall på grund av mänsklig påverkan (SGU, 2026a).

Arsenik förekommer naturligt i sulfidrika mineral där ämnet antingen ingår i ett sulfidmineral eller bildar egna arseniksulfider. Ämnet förekommer även adsorberat till järnhydroxider. I Sverige är det flera bergarter som innehåller lägre halter av arsenik och några bergarter som silikater, lerskiffer och metamorf skiffer där det kan förekomma högre halter. Arsenik kan mobiliseras genom oxidation av sulfider och reduktion av exempelvis järn(III)oxider som kan frigöra bunden arsenik. Reducerande förhållanden uppstår ofta i syrefattiga miljöer vilket kan skapas när grundvattennivån höjs. Det är främst i reducerande vatten som risken finns för att arsenik är mobilt. Några exempel på där det förekommer förhöjda arsenikhalter är vid gruvor, järnbruk och upplag av kis-aska (SGU, 2026a).

Ämnet är klassat som ett cancerogent ämne som vid långtidsexponering kan leda till tumörer i urinblåsa, njurar, lever, hud, lunga och prostata. Exponering kan även leda till andra hälsoproblem som leverskador, kronisk hosta samt hjärt- och kärlsjukdomar.

Arsenik har toxiska effekter på både vattenlevande organismer samt ibland även på växter (Naturvårdsverket, 2026a). Exponering av arsenik kan även ha en inverkan på foster och små barns immunförsvar, kognitiv utveckling samt tillväxten. Tidig exponering i livet kan även leda till kroniska effekter senare i livet (KI, 2026)

Från och med den 1 januari 2026 är gränsvärdet för arsenik i dricksvatten 5 µg/l. Det tidigare gränsvärdet var 10 µg/l. Detta innebär att vid ett värde över 5 µg/l anses vattnet vara otjänligt (Livsmedelsverket, 2022). För grundvatten har SGU satt ett tröskelvärde på 5,5 µg/l, skulle halterna överstiga detta anses det vara en risk för att statusen på grundvattnet inte är god (SGU, 2023).

4.5.5 Kadmium

Kadmium anses även den som särskilt farligt ämne är därför ett ämne som försöket fasas ut inom både EU och Sverige. Det är ett ämne som inte kan brytas ner. Naturligt förekommer kadmium i lägre halter men det finns även områden med högre halter till följd av mänsklig påverkan. Metallen förekommer främst bundet i sulfidmineralerna blyglans och zinkblände. Bergarterna med högst kadmiumhalt är lerskiffer och sandsten, där alunskiffern samt kol kan innehålla väldigt höga halter då kadmium anrikas i organiskt material. Förhöjda halter av kadmium i grundvattnet kan förekomma i områden som täcks av alunskiffern. Då den främst förekommer bundet till sulfidmineral blir kadmium mobilt vid oxiderande förhållanden. När pH är under 5 har man funnit att halten av kadmium snabbt stiger. Vid ett högre pH fälls metallen dock ut och blir mindre mobilt. Kadmiums mobilitet är begränsad då den gärna binder sig till organiskt material och lermineral. Källor till ökade kadmiumhalter är exempelvis batterifabriker, smältverk, ytbehandlingsindustrin och gruvområden med sulfidmalmsavfall (SGU, 2026c).

Redan vid låga halter är kadmium toxiskt. Det är ingen metall som har någon funktion för organismer men på grund av att den ofta förekommer i samband med zink, vilket är nödvändig metall, tas den ändå upp av organismer. Detta beror på att organismen har svårt att särskilja zink och kadmium på grund av liknande kemisk struktur. På likande sätt kan även kadmium tas upp hos människor vid järnbrist (SGU, u.å-c)

Intag av kadmium hos människor innebär att ämnet stannar kvar i kroppen under en längre tid där de främst lagras i njurarna. Ett för högt intag av kadmium under lång tid kan leda till försämrad njurfunktion. Det är även cancerframkallande och det finns studier som indikerar på att relativt låga halter kan leda till frakturer på skelett samt benskörhet. Kadmium är även toxiskt för vattenlevande arter och mikroorganismer. Kadmium kan tas upp av växters rotsystem och därför kan det finnas förhöjda kadmiumhalter i grödor som växer i försurad åkermark (Naturvårdsverket, 2026b).

Gränsvärdet för dricksvatten är idag 0,5 µg/l och var innan 1 januari 2026 5 µg/l (Livsmedelsverket, 2022). Anledning till en sänkning är att det har visat sig att långtidsexponering av kadmium kan leda till skador på skelett och njurar (SGU, 2026c). Även tröskelvärdet för grundvattnet är nu satt till att 0,5 µg/l då för höga halter kan orsaka skador på vattenlevande organismer (SGU, 2023).

4.5.6 Vanadin & Molybden

Vanadin är ett metalliskt grundämne som främst används i stålproduktionen för att ge slutprodukten en högre hållfasthet. Det används även inom kemiindustrin och vid tillverkning av flödesbatterier. Vanadin är en produkt som EU idag är importberoende av

och klassas därför som ett kritiskt råmaterial inom EU då den har stor betydelse för industri och energiomställning. Vanadin innefattas i kategorin koncessionsmineral och inkluderas därför i minerallagen (Regeringen, 2020).

Molybden förekommer främst i sulfidform och anrikas främst i bergarter som pegmatit och granit, viss anrikning förekommer även i svartskiffer och marina järn-mangannoduler. Svartskiffern är en av de större källorna för förhöjda molybdenhalter i morän, där Jämtland är ett exempel på denna förekomst (Andersson et.al., 2014).

Det finns mindre kunskaper om hur vanadins mobilitet och geokemiska beteende, jämfört med de vanliga basmetallerna zink och bly (Regeringen, 2020). Liksom arsenik uppvisar vanadin och molybden en ökad mobilitet vid basiska förhållanden, främst vid pH över 10 (Regeringen, 2020).

Förhöjda halter av vanadin i marken har visat sig kunna vara toxiskt främst för alger och vissa bakterier som är känsliga. Initial forskning har visat att vanadins giftiga effekter har en koppling till mängden fosfor. Växter och mikroorganismer tar antingen upp vanadin eller fosfor vilket leder till att vanadinupptagningen ökar vid väldigt låga fosforhalter. Det krävs dock vidare forskning för att bevisa sambandet.

Trots dess toxiska egenskaper är vanadin ett viktigt ämne för vissa organismer så nivåerna får inte heller vara för låga. Olika sorters lavar som använder cyanobakterier för att ta upp kväve direkt från luften är ett exempel. Enzymet som används för detta använder molybden som verksam metall men det finns flera lavar i skogen som i stället använde vanadin. Varför detta sker är dock inte klarlagt utan mer forskning behövs. Vanadin är även viktig källa för havslevande brunalger som där ingår ett enzym som används vid upptag av jod och brom. En effekt av detta är att oxiderande jodföreningar frigörs till atmosfären och transporteras långa sträckor, det tros även spela roll för mängden jod i landmiljöer (SLU, 2026).

För vanadin har naturvårdsverket satt de generella riktvärdet för förorenad mark till 100 mg/kg torrsubstans (TS) för känslig markanvändning och 200 mg/kg TS för mindre känslig markanvändning, det anges även att bakgrundshalterna är 40 mg/kg TS för vanadin (Naturvårdsverket, 2025a). Molybden har istället riktvärdena 40 mg/kg TS för känslig markanvändning och 100 mg/kg TS för mindre känslig markanvändning, bakgrundshalterna ligger på 1 mg/kg TS (Naturvårdsverket, 2025b).

4.6 Statens offentliga utredning

Statens offentliga utredning (SOU 2020:71) inkluderar en genomgång av potentiella miljöriskfaktorer vid brytning av alunskiffern. I följande kapitel kommer alunskifferns innehåll, brytningsmetoder, avfall, efterbehandling, kunskapsluckor samt utrednings sammanfattande bedömning tas upp. Rapporten är omfattande och det är bara delar av rapporten som kommer diskuteras.

4.6.1 Alunskifferns innehåll

Det som gör alunskiffern speciell är dess uppbyggnad, där innehåll av organiskt material, sulfidmineral och uran ses som möjliga miljöriskfaktorer. De eventuella risker som pekas ut anses inte vara unika för alunskiffern men dess komplexa sammansättning i kombination med att metoderna som ska användas inte är preciserade gör miljöriskerna svårbedömda. Även skyddsåtgärderna vid brytning och utvinning är också svårbedömda. För andra bergarter är metallinnehållet mer förutsägbart medan för alunskiffern beskrivs sammansättningen som mer komplex och kan innehålla flera olika grundämnen, vilket bidrar till att miljörisken är svårdefinierad. Exempel på alunskiffers komplexitet är att dess svavel- och zinkinnehåll påminner om sulfidmalmer medan uran- och vanadininnehållet liknar oxidmalmer (Regeringen, 2020).

Sulfider i alunskiffern oxiderar vid exponering av syre vilket skapar en vätska med lågt pH. Det sura lakvattnet som antingen bildas från urlakningsprocessen av skiffern eller vittring av frilagda ytor ses som en risk. Det sura lakvattnet ökar mobiliteten för de andra spårelementen i skiffern som exempelvis uran och dess dotterprodukter. Vilka produkter som lakas ut beror på ämnens egenskaper samt vilken metod och utvinningsteknik som används vid brytning. Sprids det sura vattnet vidare till omkringliggande områden kan även andra mineral urlakas och frigöra andra farliga ämnen. Speciella åtgärder behövs därför tas för att förhindra att metaller kan spridas och utgöra en risk för den omkringliggande miljön. Hur sulfidhaltiga mineral behöver hanteras är dock ett väl studerat ämne vilket gör att vid rätt hantering minskas risken för denna typ av miljörisk.

Den höga halten av organiskt material kan både öka samt hämma oxidationen av sulfider beroende på vilken typ av organiskt material alunskiffern innehåller. Alunskifferns höga halter av organiskt kol kan öka mobiliteten för några grundämnen samt bioackumulera några i omkringliggande vatten och miljö. Vid kolhalter på 15 till 20 procent kan alunskiffern antändas och det finns exempel där deponier brunnit under lång tid.

4.6.2 Brytning

En risk vid dagbrott är att vid en grundvattensänkning kan alunskiffern utsättas för syre och börja vittra och därav förorena grundvattnet. Vid gruvan i Ranstad pumpades området torrt vilket gjorde att området utsattes för vittring. När grundvattennivåerna sedan återställdes hamnade dessa vittringsprodukter i grundvattnet och höga metallhalter hittades i det vattenfyllda dagbrottet. Risken för vittring gäller inte bara för dagbrott utan inkluderar även underjordsgruvor (Regeringen, 2020).

4.6.3 Brytning av alunskiffern

Det som försvårar brytning från alunskiffern i Sverige är att trots innehåll av potentiellt brytvärda halter att metaller, mineral och organiskt material kan det vara att dessa endast förekommer i vissa delar inom alunskifferformationen. En spridning av höga halter av de sökta metallerna förekommer, förhöjda halter av en metall behöver inte förekomma tillsammans med en annan metall vilket skapar en spridning av brytningsvärda halter i alunskifferformationen. Detta bidrar till att den ur ett ekonomiskt perspektiv räknas som en fattig malm (Regeringen, 2020).

Brytning i alunskiffer har tidigare skett med dagbrott men anses även i framtiden kunna ske genom underjordsbrytning. Metod för både brytning samt utvinning är dock något

som anpassas efter område, innehåll samt de nya tekniker som finns tillgängliga (Regeringen, 2020).

4.6.4 Avfall och efterbehandling

I statens offentliga utredning pekas hanteringen av gruvavfallet ut att medföra den största risken vid brytning av alunskiffern. Några viktiga aspekter som anses vara viktiga är att ha en tätslutande täckning av material för att förhindra både vatten och syre från att infiltrera. Alunskiffern har en lägre hållfasthet vilket bidrar till ett fint material vid både brytning och krossning, vilket gör att avfallet lättare kan lakas ut än grövre avfall. Vid surt vatten är tillsättning av buffrande ämnen viktigt för att hålla pH stabilt. Att försöka extrahera järnsulfider från sanden anses också vara en möjlig lösning. På grund av bristande kunskap anses det vara viktigt att genomföra lakförsök i laboratorier, fältförsök och skapa geokemiska modeller för tänkt område om möjlighet finns innan gruvdrift. Detta för att minimera miljöriskerna med gruvdrift (Regeringen, 2020).

4.6.5 Kunskapsluckor

I rapporten pekas bristen på erfarenheter vid brytning av alunskiffern ut tillsammans med dess komplexa sammansättning ut som en faktor som gör miljöriskerna svårbedömda. Kunskapen vid framställning och återställning vid brytning och dess miljöpåverkan anses också vara för liten främst när det kommer till uran i kombination med alunskifferns övriga innehåll. Det finns även bristande kunskap kring hur de naturliga mark- och grundvattenförhållandena ser ut i områden med alunskiffer när det exempelvis kommer till grundvattenkvalitet, biogen gas, markradon och mark-kemi.

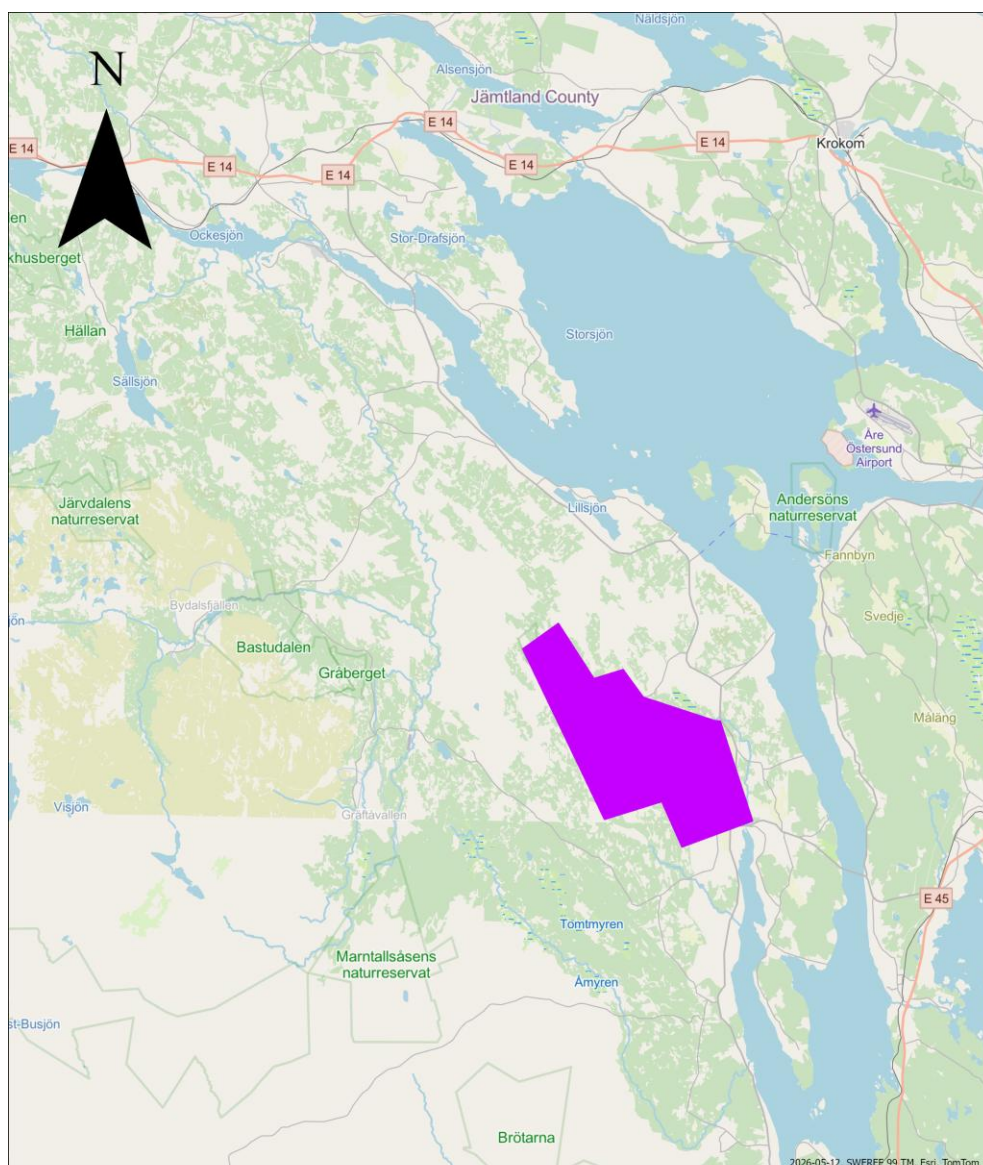
Vid brytning som idag genomförs har man studerat så kallade basmetaller och deras geokemiska beteende samt mobilitet. Det finns därför en kunskapsbank kring dessa basmetaller, exempel är bly, zink och koppar. Alunskiffern innehåller i stället metaller som vanadin och molybden vilka skiljer sig från basmetallerna och det finns betydligt mindre kunskap om hur dessa beter sig (Regeringen, 2020).

4.6.6 Utredningens bedömning

Utredningen konkluderade att på grund av alunskifferns varierande innehåll kan ingen generell bedömning göras för brytning från alunskiffern utan specifika bedömningar får göras för varje unikt fall och område. Det konstaterades även att det behövs sammanställa ytterligare data över alunskifferns sammansättning och förekomster. Vidare ansågs det även viktigt att ha forum för kompetensutbyte och utveckling samt ett forskningsprogram med inriktning på miljörisker vid utvinning från alunskiffern (Regeringen, 2020).

5.2 Undersökningsområde

Exempelområdet är valt utifrån en eventuell gruvverksamhet i Häggån-området. Områdets avgränsning bygger på tillgängliga skisser och planeringsunderlag som visar en möjlig utformning av verksamheten. Placeringen ska därför inte tolkas som en exakt utformning av gruvområdet för Häggån-projektet (District Metals Corporation, u.å.). Placeringen av gruvan presenteras som en lila polygon i Figur 12.



Teckenförklaring

Gruvområde

0 5 10 20
Kilometer

Figur 12 Ungefärlig och överskådlig placering av tänkt gruvområde för Häggån projektet är markerat med den lila polygonen.

5.3 Vattenkvalitet i yt- och grundvatten

I detta delkapitel kommer status för yt- och grundvatten runt exempelområdet att presenteras samt grundvattenkvaliteten för några utvalda punkter.

5.3.1 Status för yt- och grundvatten

Här presenteras status för en ytvattenförekomst samt åtta grundvattenförekomster som ligger i nära anslutning till exempelområdet. Statusbedömningarna är hämtade från vatteninformationssystem Sveriges (VISS) hemsida. Samtliga status bedömningar är dock gjorda under förvaltningscykel 3 (2017–2021) vilket innebär att det inte finns någon ny bedömning för förvaltningscykel 4 (2022–2027). Detta gör att dessa statusbedömningar ska användas med viss försiktighet för dessa grundvattenförekomster då deras status kan ha ändrats sedan senaste bedömningen under förvaltningscykel 3.

Status för ytvattnet i Storsjön

I Tabell 13 presenteras Storsjöns kemiska, ekologiska status och dess tillkomst/härkomst. På VISS hemsida bedöms den kemiska statusen ej uppnå god status främst på grund av förekomsten av kvicksilver (Hg) och bromerade difenyletrar (PBDE). Ytvattenförekomsten klassas som naturlig då den inte bedöms ha blivit kraftigt modifierad eller vara konstgjord. Den måttliga ekologiska statusen är i mitten av skalan vilket tyder på att ekosystemet fungerar men att det finns en yttre påverkan som stör det naturliga systemet, detta kommer inte att fördjupas mer i denna rapport (VISS, u.å.-g).

Tabell 13 Storsjöns status enligt VISS (VISS, u.å.-g).

Ytvattenförekomst	Kemisk status	Tillförlitlighetsklass	Tillkomst/härkomst	Ekologisk status	Tillförlitlighetsklass
Storsjön	Uppnår ej god	2 - Medel	Naturlig	Måttlig	2 - Medel

Status för närliggande grundvattenförekomster

I området studerades åtta grundvattenförekomster. Fyra av grundvattenförekomsterna valdes då VISS definierat att de har kontakt med Storsjön, vilket är när ytvattenförekomsten och grundvattenförekomsten anses kunna utbyta vatten utan att det klassas som ett anslutet akvatiskt ekosystem. De fyra som har kontakt är Håkansta, Stenstavik-Åsarna, Ytterån och Dvärsätt och är markerade med rött i Figur 13. Resterande fyra grundvattenförekomster studerades då de låg i nära anslutning till gruvområdet, dessa är markerade med grönt i Figur 13.

Status för samtliga åtta grundvattenförekomster presenteras i Tabell 14. Det går att fastställa att både den kvantitativa och kemiska statusen generellt bedöms vara god för grundvattenförekomsterna. Ett undantag är Ytterån där det finns höga halter av bensen, polyaromatiska kolväten (PAH) och benzo(a)pyren. De förhöjda halterna är dock begränsade till ett mindre område, belägna längre bort från exempelområdet samt att mätningarna anses ha en låg tillförlitlighet (VISS, u.å.-a,-b,-c,-d,-e,-f,-h,-i).

Tabell 14 Status för åtta grundvattenförekomster runt exempelområdet (VISS, u.å.-a,-b,-c,-d,-e,-f,-h,-i).

Grundvattenförekomst	Kvantitativ status	Tillförlitlighet	Kemisk status	Tillförlitlighet	Kommentar
Håkansta	God	2 - Medel	God	2 - Medel	Inga anmärkningar
Svenstavik-Åsarna	God	2 - Medel	God	1 - Låg	Påverkningskällor finns som kan påverka grundvattenkvaliteten. Analyser av dricksvatten visar dock inte på några förhöjda halter men fler mätningar behövs för att få högre tillförlitlighet.
Ytterån	God	2 - Medel	Otillfredsställande	1 - Låg	Det finns mätningar som visar på höga halter i samband med deras tjärfabriker men dessa utgör endast en mindre del av förekomsten och därför behövs fler mätningar.
Dvärsätt	God	2 - Medel	God	2 - Medel	Inga anmärkningar
SE698522-139714	God	2 - Medel	God	2 - Medel	Inga anmärkningar
Gräftåvallen	God	2 - Medel	God	2 - Medel	Inga anmärkningar
SE700467-140913	God	2 - Medel	God	2 - Medel	Inga anmärkningar
SE701449-140437	God	2 - Medel	God	2 - Medel	Inga anmärkningar



Teckenförklaring

- Nära exempelområde
- Kontakt med storsjön
- Gruvområde

0 5 10 20
Kilometer

Figur 13 Grundvattenförekomster som är nära exempelområdet är markerade med grönt och de som har kontakt med ytvattenförekomsten Storsjön är markerade med rött.

5.3.2 Grundvattenkvalitet i området

För att studera hur grundvattenkvaliteten ser ut i området har data hämtats från SGU för samtliga punkter som visas i Figur 14. Ett urval av parametrar gjordes baserat på ämnenas relevans för rapporten samt tillgången på data. De ämnen som valdes ut för vidare analys är de som behandlats i kapitel 4.5 som potentiellt skadliga ämnen, samt pH, eftersom lågt pH kan öka risken för utlakning av dessa ämnen. I Tabell 15 visas medianen för mätvärden som är hämtade från de senaste 10 åren. En 10 års median valdes för att datamängden endast omfattar ett begränsat antal mätningar under den aktuella tioårsperioden. Resultaten ska därför främst användas som en indikation på grundvattenkvaliteten och inte som exakta halter eller representativa värden för området. Information om rådata finns i bilaga.

Tabell 15 Värdena i tabellen utgör 10-årsmedianer baserade på tillgängliga mätdata för respektive mät punkt och studerade ämnen under en tioårsperiod. Punkten som ligger närmast exempelområdet är markerad med lila.

ID	Järn median (mg/l)	Kadmium median (µg/l)	Nickel median (µg/l)	Uran median (µg/l)	Molybden median (µg/l)	Vanadin median (µg/l)	Sulfat median (mg/l)	pH median
117435	0,18	0,009	4,9	2,2	0,73	0,13	56	7,1
117438	0,01	0,004	1,1	1,4	0,57	0,09	22	7,3
117501	0,00	0,004					19	7,2
117541	0,01	0,002	0,1				18	
117542	0,25	0,015	3,1	1,6	0,80	0,13	14	7,2
157875	0,01	0,046	3,0	0,8	0,57	0,10	37	6,9
157939	0,01	0,009	0,2	0,5	0,57	0,07	47	7,4
310647	0,01	0,014	0,9	0,3	0,57	0,13	6	6,8
373945		0,010	0,2	0,7				7,3
373969			0,3	0,6			42	
374015	0,05	0,011	0,8					7,3

pH

För samtliga av de uppmätta medianvärdena visar sig pH vara neutralt för området (SGU, 2024e).

Metaller och metallförande ämnen

Resultaten i Tabell 15 har jämförts med SGU:s riktvärden som används för bedömning av tillstånd och påverkan på grundvatten. Dessa riktvärden presenteras och uppdateras utifrån Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12), dessa värden finns i Tabell 16 (SGU, 2024a). Vid jämförelse av Tabell 15 och Tabell 16 framgår det att de flesta uppmätta värdena för järn, kadmium och uran antingen är av mycket låg eller låg halt. Det finns dock några värden som avviker. För punkt 117542 avviker mätvärdet 0,25 mg/l järn, vilket motsvarar en måttlig halt. Denna median är baserad på 6 mätningar gjorda mellan 2019–2020 (SGU, 2024b).

Nickelhalterna för 117435, 117542 och 157875 avviker också och klassas i stället att vara måttliga halter. Förhöjda halter av nickel kan orsaka skador på känsliga ytvatten. För inlandsytvatten finns miljö kvalitetsnormen 4 µg/l uttryckt som biotillgänglig koncentration och årsmedelvärde (SGU, 2024d). Endast punkt 117435 överstiger detta värde. Värdet baseras dock på endast 5 mätningar och avser en punkt som ligger på relativt stort avstånd från exempelområdet. Den beaktas därför inte vidare i rapporten.

Det finns inga riktvärden för vanadin och molybden därav går det inte att jämföra dessa

Tabell 16 SGU:s riktvärden för järn, kadmium, nickel och uran som används för bedömning av tillstånd och påverkan på grundvatten (SGU, 2024c).

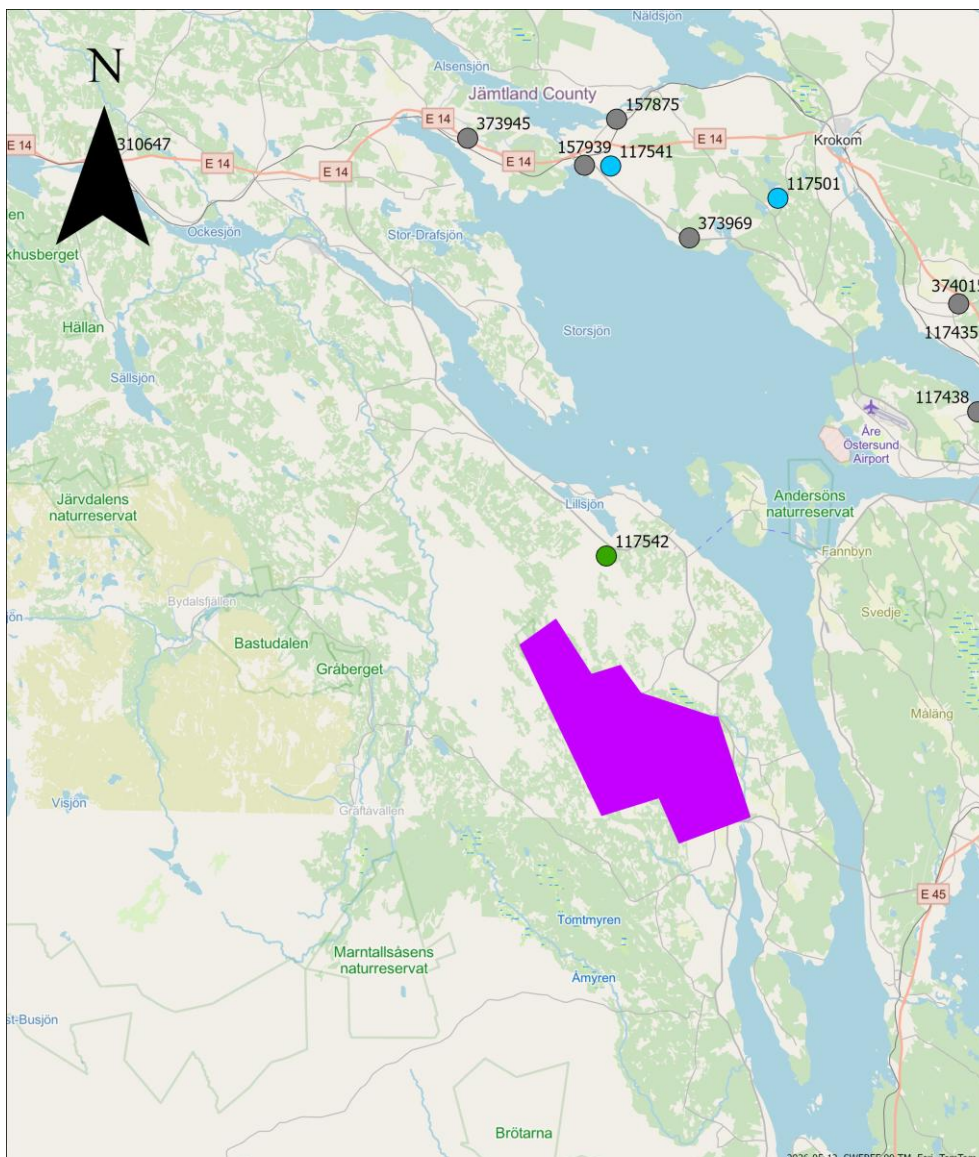
Bedömning SGU	Järn (mg/l)	Kadmium (µg/l)	Nickel (µg/l)	Uran (µg/l)
1 - Mycket låg halt	<0,1	<0,05	<0,5	<5
2 - Låg halt	0,1–0,2	0,05 - 0,1	0,5–2	5 - 10
3 - Måttlig halt	0,2–0,5	0,1–0,5	2–10	10–15
4 - Hög halt	0,5–1	0,5–1	10–20	15–30
5 - Mycket hög halt	≥ 1	≥ 1	≥ 20	≥ 30

Sulfat

För sulfat finns det 5 indelningar för riktvärdena varav en utgörs av en delkategori, vilka presenteras i Tabell 17. Värdena i Tabell 17 i jämförelse med de uppmätta värdena i Tabell 15 visar att de flesta är av måttlig halt. Av de återstående provpunkterna uppvisar 157875, 157939 och 374015 relativt höga halter, medan punkt 117435 uppvisar höga halter. Halter av sulfat som är relativt höga eller höga bedöms ha en påverkan antingen från geologi eller föroreningskälla. Det beräknas dock vara tjänligt som dricksvatten utan anmärkning upp till 100 mg/l (SGU, 2024f).

Tabell 17 SGUs riktvärden för sulfat som används för bedömning av tillstånd och påverkan på grundvatten (SGU, 2024f).

Bedömning SGU	Sulfat (mg/l)
1a - Mycket låg halt	<5
1b - Låg halt	5–10
2 - Måttlig halt	10–25
3 - Relativ hög halt	25–50
4 - Hög halt	50–100
5 - Mycket hög halt	≥ 100



Teckenförklaring

Nationell miljöövervakning

- Integrerad miljöövervakning
- Omdrevsstation (provtag var 6:e år)
- Trendstation (provtag 2-4 ggr/år)
- Övrig nationell miljöövervakning

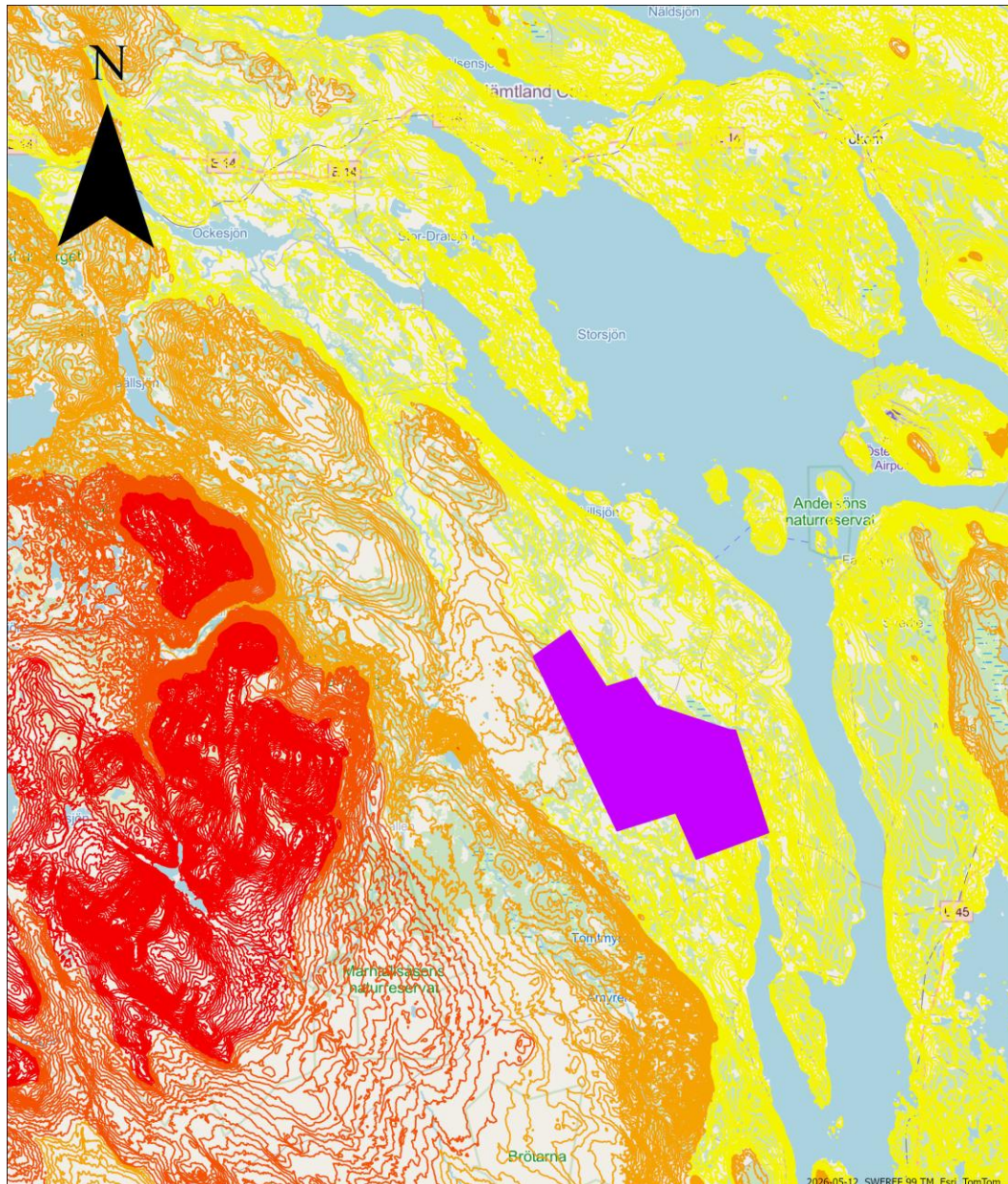
 Gruvområde

0 5 10 20
Kilometer

Figur 14 Samtliga punkter där data om grundvattenkvalitet är hämtad ifrån.

5.4 Topografi

Topografin för området visas i Figur 15 och data är hämtad från Lantmäteriet via SLU. Från kartan kan man se att topografin minskar mot Storsjön, öster om gruvområdet, och ökar väster om gruvområdet. Data till den topografiska kartan är hämtad från Lantmäteriet.



Teckenförklaring

Höjdlinjer

- 200-400 m ö.h
- 400-600 m ö.h
- 600-800 m ö.h
- >800 m ö.h

Gruvområde

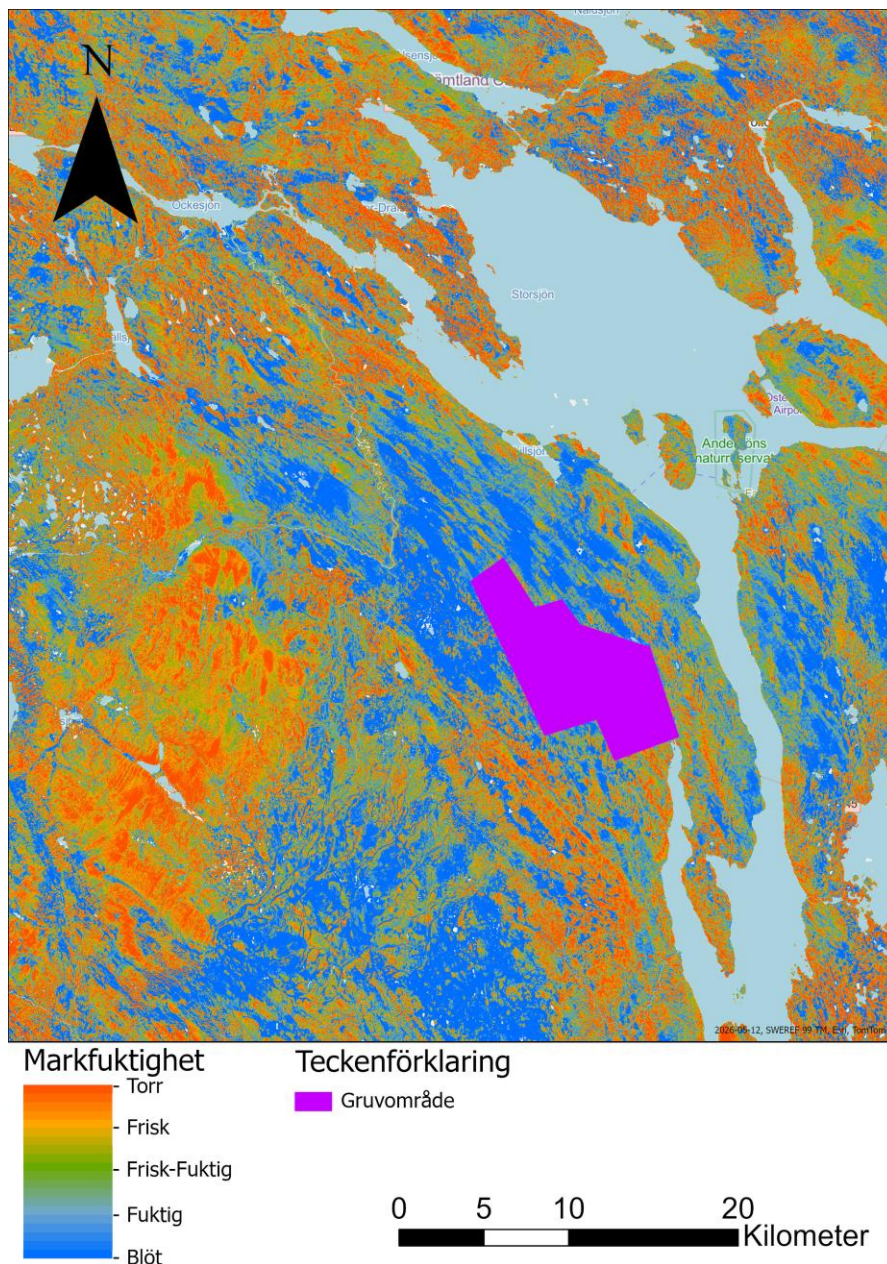
0 5 10 20
Kilometer

Figur 15 Topografi för området runt exempelvis på gruvområdet markerat med en lila polygon. Höjderna är indelade i fyra färger där röd är högsta och gul är den lägsta nivån i meter över havet.

5.5 Markfuktighet

Markfuktigheten för området presenteras i Figur 16. Data är hämtad från SLU via Skogsstyrelsen och den visar de relativa fuktighetsförhållandena i området. Den är baserad på olika förhållanden som topografi, jorddjup och grundvattenförhållanden och beskriver förutsättningarna hur vatten samlas och transporteras runt området. Markfuktigheten är indelad i en graderande skala från torr till blöt mark (SLU, 2025).

Kartan indikerar att det finns en varierande fuktighet i området med både blötare och torrare områden. Den tyder även på att marken runt gruvområdet främst är blöt eller fuktig.

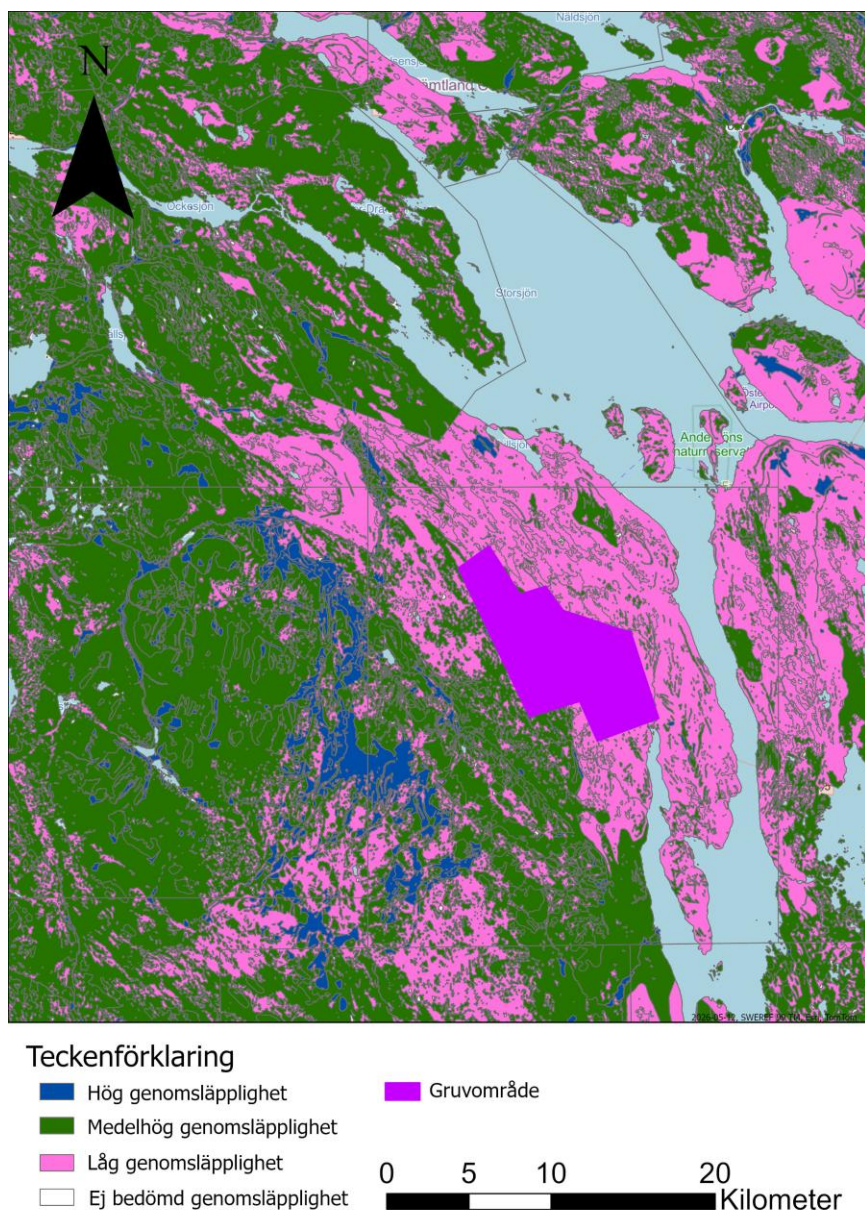


Figur 16 Markfuktighetskarta över området runt det eventuella gruvområdet som är markerat med lila polygon. Fuktigheten för marken är markerat med en graderande skala, mellan rött vilket representerar torr mark och blått som blöt mark.

5.6 Jordarter

Kartan i Figur 17 visar en förenklad klassning av markens genomsläpplighet i fyra klasser: låg, medelhög, hög och ej bedömd genomsläpplighet. Klassningen utgår från SGU:s jordartsdata och har tagits fram utifrån jordarterna kornstorlek och deras uppskattade permeabilitet. SGU nämner att kartan kan användas som ett första underlag för att bedöma möjlig spridningsrisk av föroreningar men att lokala faktorer också behöver beaktas. Data för kartan är hämtad från SGU (SGU, 2024c).

Kartan visar att genomsläppligheten i området är låg till medelhög i området runt den eventuella gruvan. För detta område går det även att avläsa från SGU:s kartvisare att jorddjupet i området är främst mellan 0-5 meter med några små områden med ett djupare jorddjup (SGU, u.å.-b).



Figur 17 Kartan visar en initial bedömning över genomsläppligheten i området. Där blå motsvara hög, grön medelhög, rosa låg och vit ej bedömd genomsläpplighet. Det eventuella gruvområdets ungefärliga placering är markerad med en lila polygon på kartan.

6 Diskussion

Detta kapitel innehåller diskussioner utifrån de material som tagits fram i den tidigare analysen.

6.1 Påverkan på yt- och grundvatten

Analysen från vattenförekomsterna i exempelområdet som presenteras i delkapitel 5.3.1 indikerar att både yt- och grundvatten uppvisar en god vattenstatus enligt data från VISS. Det finns samtidigt många osäkerheter med det framtagna underlaget. Statusklassificeringarna för vattenförekomsterna är baserade på mätningar under förvaltningscykel 3 (2017–2021) och speglar därför inte nödvändigtvis de aktuella förhållandena. För att kunna göra en säker bedömning över aktuella vattenförhållanden hade nya mätningar och bedömningar behövts.

De tillgängliga grundvattenkemiska data som presenterades i delkapitel 5.3.2 indikerar generellt en god grundvattenkvalitet i området. I den provpunkt som ligger närmast det potentiella gruvområdet finns det måttliga halter av nickel och sulfat uppmätta. Tolkningen av dessa halter är dock osäker eftersom provpunktens karaktär och typ av grundvattenmagasin inte är definierad. Även om akviferen klassats som en berggrundsakvifer och provet vanligtvis antas representera grundvatten i jordlager, kvarstår osäkerheter kring vilken den faktiska typen av magasin är. Det är därmed svårt att avgöra om de uppmätta nickelhalterna kan härledas komma från berggrunden eller från andra geologiska eller hydrogeologiska källor. Utöver det finns endast mätdata från en provpunkt i området, vilket innebär att avsaknaden av jämförbara punkter bidrar till ytterligare osäkerhet. Resultaten bör därför tolkas med försiktighet.

Data för grundvattenkvaliteten indikerar neutrala pH-förhållanden för samtliga grundvattenprover. Detta tyder på att det inte pågår någon omfattande förurning eller mobilisering av metaller i området. Skulle surt lakvatten från gruvverksamhet tillföras studerat område finns det en risk att metallernas mobilitet ökar, vilket skulle kunna ha en inverkan på både yt- och grundvattenkvaliteten. Hur omfattande påverkan blir beror på flertalet faktorer, bland annat lokala hydrogeologiska förhållanden, berggrundens och jordlagrens egenskaper samt vattenflödenas storlek och riktning.

Storsjön utgör en möjlig recipient för processvatten och eventuella utsläpp från framtida gruvverksamhet. Erfarenheter från tidigare gruvprojekt som Finland, Terrafame, visar att även renat processvatten kan ge upphov till ekologiska effekter i recipienter om utsläppen är långvariga eller innehåller förhöjda halter av toxiska ämnen. Det är därför viktigt att beakta recipientens känslighet och befintliga vattenkvalitet vid planering samt vid tillståndsprövning av en eventuell gruvverksamhet.

Eftersom Storsjön är kopplad till flera vattendrag skulle spridning av föroreningar kunna påverka både dricksvattenkvalitet och den vattenlevande miljön. Troligtvis kommer

mindre utsläpp spådas ut på grund av sjöns stora vattenvolym. Detta resonemang behöver dock undersökas vidare genom mer detaljerade studier av området.

Sammantaget indikerar de tillgängliga data från VISS och SGU att yt- och grundvattenförekomsterna i området uppvisar god status och vattenkvalitet. Det finns dock osäkerheter med underlaget och en risk är att en framtida gruvverksamhet skulle kunna påverka vattenkvaliteten genom sänkt pH, ökad metallmobilisering och utsläpp av förorenat vatten

6.2 Potentiella spridningsvägar

Studien indikerar att lakvatten och föroreningar kan spridas från ett gruvområde till yt- och grundvatten vid läckage. Detta är främst kopplat till den studie som gjordes i delkapitel 4.3 där gruvavfallets påverkan togs upp. Även efter avslutad drift finns det risk att lakvatten från gruvavfall sprids till yt- och grundvatten trots efterbehandling. Var och hur detta vatten kan spridas är dock en komplex fråga där det är många faktorer som kommer behöva beaktas för att göra en tillförlitlig bedömning.

Exempelområdet ligger i nära anslutning till Storsjön. Topografin, som presenteras i Figur 15, indikerar att ytavrinning huvudsakligen sker mot sjön eftersom terrängen generellt lutar i den riktningen samtidigt som högre belägna områden begränsar avrinningen bort från sjön. Detta stöds även av analys från markfuktighetskartan i Figur 16 som indikerar att den lägre belagda marken runt området generellt har en hög markfuktighet. Tillsammans med topografin kan det tolkas som att vatten ansamlas i det lägre området där det kan transporteras vidare till Storsjön eller närliggande vattendrag.

I delkapitel 5.6 indikerar den initiala bedömningen av genomsläppligheten i området att det består av jordarter med relativt låg genomsläpplighet, vilket tyder på begränsad infiltration. Jorddjupet inom området uppges huvudsakligen vara 0–5 meter. Det begränsade jorddjupet innebär att marken snabbare kan bli mättad, vilket gynnar främst ytavrinning snarare än infiltration.

När topografi, markfuktighet, genomsläpplighet och jorddjup vägs ihop finns det indikationer på att vatten och eventuella föroreningar till stor del skulle kunna transporteras till Storsjön vid läckage från gruvverksamhet eller gruvavfall. Detta eftersom jordlagren generellt visar upp en hög markfuktighet samtidigt med en låg genomsläpplighet vilket kan gynna ytavrinning. Även de topografiska förhållandena indikerar att avrinning till stor del sker mot Storsjön eller närliggande vattendrag.

Det bör dock understrykas att analysen bygger på översiktliga data och att flera viktiga parametrar inte har inkluderats exempelvis grundvattenflöden, hydrauliska egenskaper hos jord och berg samt geokemiska förutsättningar. För att kunna göra en mer tillförlitlig bedömning krävs detaljerade hydrogeologiska undersökningar och spridningsmodeller anpassade till de lokala förutsättningarna. Faktorer som klimat, nederbörd, utsläppsmängder, reningsteknik och metoder för lagring av gruvavfall behöver också inkluderas i framtida analyser.

Sammanfattat indikerar delkapitel 5.4-5.6 att det finns en potentiell risk att yt- och grundvatten i området skulle kunna påverkas av föroreningar kopplade till gruvdrift, men att mer omfattande och platsspecifika undersökningar och data krävs för att bedöma de faktiska spridningsriskerna. Detta är relevant inte bara för Häggån-området utan även för bedömningar vid andra framtida alunskifferprojekt i Sverige.

6.3 Alunskifferns uranhalter

Vid studie av alunskifferns uranhalter går det att anta att uran sannolikt skulle brytas som en biprodukt i Sverige för att gruvdriften ska vara ekonomiskt motiverad. Vilka andra ämnen som samtidigt skulle utvinnas är dock svårt att fastställa och kan bero på lokala skillnader i alunskifferns sammansättning. Detta är en bidragande faktor till att det är svårt att fastställa vilka andra ämnen som kan förekomma i utsläppen från eventuell gruvverksamhet. Studien har främst fokuserat på risker kopplade till brytning och utvinning och inkluderar därför inte vidare hantering av uran vid framställning av kärnbränsle.

Litteraturstudien indikerar att de uranhalter som förekommer i svensk alunskiffer kan lakas ut och spridas till yt- och grundvatten i samband med både gruvbrytning och gruvavfallshantering. Risken kan kopplas till att surt lakvatten kan öka uranets mobilitet. Studien visar dock även att uran har en lång halveringstid vilket ger ett långsamt sönderfall. Detta gör att det är andra radioaktiva ämnen i uranets sönderfallskedja, exempelvis radon som kan utgöra en större strålningsrisk än uranet i sig.

Uranhalterna i den svenska alunskiffern uppskattas att generellt ligger mellan 50 och 300 mg/kg. Vid en jämförelse med den finska svartskiffern vid Terrafamegruvan, där malmen innehåller 17 mg/kg uran, går det att konstatera att svensk alunskiffer troligen kommer att ha högre halter uran i utgående vatten. 2023 uppmättes Terrafame släppa ut uranhalter på 2,55 µg/l i utgående vatten. Vid Terrafamegruvan påbörjades inte uranutvinning förens år 2024, vilket tyder på att dagens utsläpp av uran troligen inte är högre än 2,55 µg/l. Det tidigare uppmätta utsläppsvärdet understiger även det svenska kravet på dricksvatten som är 30 µg/l. Det finns dock krav från Havs och vattenmyndigheten att mänsklig påverkan inte får bidra med ett årsmedelvärde högre än 0,17 µg/l, detta inkluderar dock inte bakgrundshalterna som finns i området sedan innan.

Då svensk alunskiffer innehåller högre uranhalt kan det medföra att halterna i utgående vatten kommer att vara högre än vid Terrafamegruva. Det saknas detaljerade studier över den svenska alunskifferns innehåll för att mera exakt kunna fastställa vilka ämnen som kan förekomma i processvatten och gruvavfall. Vilka halter och hur mycket högre de kommer att vara är svårbedömt då många faktorer som grundhalter, reningsteknik, utvinningsmetod och hur effektivt uranet kan separeras från vatten och gruvavfall spelar roll för den totala uranhalt. De låga halterna och urans långa halveringstid indikerar dock att det troligen är andra ämnen i alunskiffern som kommer att utgöra en mer omfattande miljö- och hälsorisk.

Sammantaget indikerar studien att uran sannolikt inte kommer att utgöra den största miljö- och hälsorisken vid brytning av svensk alunskiffer. Gruvavfallets radioaktivitet kommer dock behöva beaktas vid drift och efterbehandling men det är troligen andra ämnen och processer som utgör mer omfattande miljörisker.

6.4 Sulfidmineral och andra skadliga ämnen

Studien indikerar att sulfidmineral i alunskiffern är en av de största potentiella miljöriskerna vid gruvdrift. Det är alunskifferns innehåll av cirka 5 till 15 procent pyrit som utgör denna risk. Till följd av att pyriten oxiderar kan surt lakvatten bildas vilket i sin tur kan öka mobiliteten hos metaller och andra ämnen. När ämnen är mobila kan dessa spridas till omkringliggande yt- och grundvatten.

Utöver sulfidmineral innehåller alunskiffern även flera ämnen som för metaller som vanadin, molybden och uran, som kan associeras med organiskt material, sulfider och oxidfaser. Denna koppling behandlas inte djupgående i denna rapport men förklarar alunskifferns komplexa uppbyggnad då den både är sulfidförande men samtidigt en metallförande malm. Detta är även det som skiljer alunskiffern från traditionella malmtyper och är en bidragande faktor till osäkerheterna kring vilka ämnen som kommer att dominera miljöpåverkan vid gruvdrift och efterbehandling.

I studien identifieras några potentiella ämnen som kan innebära risker för både miljö- och hälsa. Arseniks och kadmiums toxiska egenskaper kan anses vara särskilt problematiska då de är skadliga även vid låga koncentrationer. Det finns även andra ämnen som kan innebära en risk för både människor och ekosystem. Exemplet från Terrafamegruvan visar i detta fall att den största direkta påverkan i samband med gruvdrift är på vattenmiljön. Samtidigt kan det inte uteslutas att verksamheten även kan påverka människor som verkar i området.

Vid studier av miljökonsekvenser är negativa effekter på människors hälsa ofta kopplade till långtidsexponering av föroreningar. Exponeringen skulle kunna uppstå om gruvdrift och efterbehandling inte hanteras på korrekt sätt. Vilka halter och exponeringsnivåer som skulle kunna ge upphov till sådana effekter behandlas dock inte i denna rapport.

För de studerade ämnena, särskilt för vanadin och molybden, finns det fortfarande begränsad kunskap och ytterligare forskning kommer att behövas för att kunna fastställa den långsiktiga påverkan på miljö och människa.

Studien indikerar vidare att de största riskerna sannolikt är kopplade till långvariga utsläpp från gruvavfall och efterbehandling snarare än till den aktiva gruvdriften. Metallhaltigt och surt lakvatten är en välkänd risk kopplad till gruvdrift och det kan bidra till en långsiktig påverkan på miljö och hälsa om utsläpp sker under längre tidsperioder. Det finns dock många aspekter som inte beaktas i denna rapport som spridningsvägar, geokemi och tekniker. Detta gör att det inte går att peka ut vilka konsekvenser ämnena i alunskiffern kommer att få.

Sammantaget tyder resultaten från studien på att sulfidmineral och läckage av metallhaltigt vatten utgör större miljö- och hälsorisker än spridning av uran under samtliga skeden av alunskifferbrytning. Det går dock inte att dra exakta slutsatser kring vilka ämnen som kommer utgöra den största miljö- och hälsorisken.

6.5 Tekniska osäkerheter

Studien visar att det finns en koppling mellan spridning av metallhaltigt lakvatten och vattenhantering, reningsprocesser och avfallshantering kopplat till gruvverksamheten. Det finns flera moment från brytning till efterbehandling där processvatten, damm och gruvavfall kan bidra till hälso- och miljörisker om systemen inte fungerar som det är tänkt.

Ett exempel på detta är erfarenheterna från Finland där vattenhanteringen initialt hade svårt att uppfylla utsläppskraven trots modern teknik. Detta har bland annat kopplats till att processerna inte varit fullt anpassade till malmens egenskaper och områdets klimatförhållanden.

Studien indikerar att gruvavfallet kommer att utgöra en av de största långsiktiga riskerna vid en eventuell brytning av svensk alunskiffer. Används inte rätt metoder och tekniker riskerar farliga ämnen att spridas till miljön.

De historiska erfarenheterna från Sverige visar att efterbehandling är avgörande för att minska på långsiktiga miljörisker, där samtliga områden som inte eller bara delvis efterbehandlats idag är riskklassade områden enligt Länsstyrelsens MIFO-klassning. Vid Ranstad där efterbehandling genomfördes klassas området som ett miljöriskområde då föroreningar fortfarande kan mobiliseras om området skulle störas vid exempelvis grävning. Detta pekar på att den påverkan som en gruvverksamheten har på ett område kvarstår under en mycket lång tid och kan påverka framtida markanvändning.

Studien visar på att de tekniker, konstruktioner och metoder som kommer att användas vid brytning idag kommer kräva omfattande kontroller på både vattenrening och efterbehandling. Kontroller på grundvatten, ytvatten och gruvavfall är också viktigt för att minska risken för spridning av föroreningar.

Vilka risker som teknikerna kommer att ha är svår att bedöma då det är helt beroende på vilka processmetoder och tekniker som skulle användas vid en framtida gruvdrift. Detta gör det svårt att fastställa vilken miljöpåverkan som det kommer få. Viktiga parametrar att beakta är vilken utvinningsmetod som används, hur effektiv reningsprocessen är och vilka halter av farliga ämnen som kommer att finnas kvar i gruvavfallet.

En annan faktor som inte beaktas i denna studie men som kan påverka gruvdrift på lång sikt är klimatförändringar. Dessa kan bidra till ett torrare klimat och ändrat mönster för nederbörd vilket kan minska stabiliteten för dammar och avfallsupplag, främst de som används vid efterbehandling.

Sammanfattat indikerar studien att eventuell brytning och utvinning av svensk alunskiffer skulle kräva regelbundna kontroller och krav skulle behöva ställas på vattenrening, kontrollsystem och efterbehandling för att minimera miljö- och hälsoriskerna.

6.6 Historiska erfarenheter, Sverige

Tidigare erfarenheter från svensk alunskifferbrytning ger indikationer på vilka ämnen som kan innebära miljörisker, särskilt kopplat till efterbehandlingen. De exempel på ämnen som kan utgöra en risk och har diskuterats i denna rapport och innefattar arsenik, kadmium, nickel, zink, uran, vanadin och molybden. Utifrån studien av dessa ämnen är det relevant att anta att dessa utgör potentiella spridningsrisker även vid framtida brytning.

Vid flera av de äldre gruvområdena där ingen eller begränsad efterbehandling genomförts och Länsstyrelsen har gett dem riskklass 1 eller 2 enligt MIFO-klassificeringen. Ranstad, där en omfattande efterbehandling genomfördes, klassas i stället som ett miljöriskområde. Dessa erfarenheter kan indikera möjliga långsiktiga miljörisker och att det kan komma att krävas en fortsatt försiktighet vid framtida markanvändning trots efterbehandlat område.

Studier av erfarenheterna visar samtidigt att efterbehandling och kontrollprogram har en inverkan på begränsning av föroreningsspridning. Det är dock viktigt att i bedömningen inkludera att verksamheterna bedrevs under andra lagkrav och äldre gruvtekniker än de som används idag. Modernare gruvteknik, förbättrad vattenrening och strängare lagar kan antas bidra till att miljöpåverkan kommer att vara mindre i jämförelse med tidigare

gruvverksamheter. Samtidigt visar erfarenheterna att påverkan från en gruvverksamhet kan kvarstå under lång tid och att efterbehandling behöver fungera även på lång sikt.

Sammantaget visar de tidigare erfarenheterna från svensk alunskifferbrytning att långsiktiga miljörisker kan uppstå, särskilt kopplat till gruvavfall och metalläckage. Samtidigt behöver nya tekniker och regelverk beaktas, eftersom de innebär andra förutsättningar än de som rådde vid den historiska brytningen.

6.7 Osäkerheter och vidare forskning

Studien visar att det finns betydande osäkerheter kring vilka effekter en eventuell brytning av svensk alunskiffer skulle kunna få för miljö och människors hälsa. Osäkerheterna grundas bland annat i alunskiffers komplexa sammansättning och att det saknas nutida svenska exempel på en storskalig brytning av alunskiffern för uranutvinning.

Tidigare forskning och erfarenheter visar vilka delar av gruvverksamheten som kan bidra till långsiktiga miljöproblem, men det är svårt att fastställa specifika ämnen och processer som skulle dominera miljö- och hälsopåverkan vid framtida gruvprojekt i Sverige.

Det här arbetet bygger huvudsakligen på översiktliga analyser och ger därför endast en generell bedömning av potentiella risker och spridningsvägar. Studien inkluderar inte detaljerad information om framtida brytningsmetoder, processlösningar eller platsspecifika hydrogeologiska och geokemiska förhållanden.

För att kunna göra mer tillförlitliga riskbedömningar krävs det därför ytterligare forskning samt mer detaljerade undersökningar. Några områden där vidare studier kan behöva genomföras är hydrogeologiska förhållanden, spridningsmodeller, vattenreningsprocesser, gruvavfallets långsiktiga påverkan samt lakning och mobilisering av metaller och radioaktiva ämnen. Det saknas främst forskning om ämnena vanadins och molybdens påverkan på både hälsa och miljö, vilket kommer behöva fastställas för att kunna ge tydligare slutsatser om påverkan av brytning av alunskiffer.

Sammantaget har arbetet främst identifierat miljörisker och kunskapsluckor som är kopplade till potentiell framtida brytning av svensk alunskiffer. Det kommer att krävas mer omfattande och platsspecifik forskning för att kunna bedöma de faktiska konsekvenserna av denna typ av gruvverksamhet.

7 Slutsats

Studien som genomförts visar vilka miljö- och hälsorisker som kan uppstå vid en brytning och utvinning av uran ur svensk alunskiffer. Resultaten indikerar att de största miljöriskerna vid brytning av alunskiffern sannolikt inte är direkt kopplade till uran i sig, utan till surt lakvatten och spridning av andra metaller och föroreningar. Studien visar att oxidation av sulfidmineral, främst pyrit, sannolikt utgör den centrala processen för mobilisering och spridning av föroreningar.

De osäkerheter som finns med studien är betydande eftersom lokala geologiska och hydrogeologiska förhållanden, val av processmetoder och reningstekniker inte har kunnat fastställas. Det saknas även forskning om ämnens påverkan på hälsa och miljö, främst om vanadin och molybden. Dessa faktorer bedöms vara avgörande för att kunna göra mer tillförlitliga bedömningar av de faktiska miljö- och hälsoriskerna.

Den översiktliga analysen över det studerade exempelområdet indikerar att topografi, markfuktighet, litet jorddjup och låg genomsläpplighet kan bidra till transport av föroreningar till närliggande recipienter, exempelvis Storsjön. Resultaten bygger dock på översiktliga underlag och det kommer behövas ytterligare studier för att kunna fastställa möjliga spridningsvägar.

Sammanfattningsvis indikerar studien att eventuell brytning av svensk alunskiffer kan innebära komplexa och långsiktiga miljörisker. För att kunna genomföra mer specifika riskbedömningar av miljö- och hälsopåverkan krävs mer detaljerade hydrogeologiska undersökningar, spridningsmodeller och analyser av gruvavfallens långsiktiga påverkan.

8 Referenser

- Andersson, M., Carlsson, M., Ladenberger, A., Morris, G., Sadeghi, M., & Uhlbäck, J. (2014). *Geokemisk atlas över Sverige*. Sverige geologiska undersökning. Uppsala.
- Aura Energy (u.å.). *Häggån-projektet*.
<https://auraenergy.se/project-portfolio/haggan-polymetallic-project/> [2026-03-10].
- Bergsstaten (2025). *Prospektering i Sverige*.
<https://www.sgu.se/bergsstaten/undersokningstillstand/prospektering-i-sverige/> [2026-03-10].
- District Metals Corporation (u.å.). *District Comments on SGU Proposal to Designate Aura Energy's Häggån Deposit as a Deposit of National Interest*.
<https://districtmetals.com/news/2026/district-comments-on-sgu-proposal-to-designate-aura-energys-haggan-deposit-as-a-deposit-of-national-interest/> [2026-05-05].
- Erlström, M. (2014). *Skiffergas och biogen gas i alunskiffern i Sverige, förekomst och geologiska förutsättningar -- en översikt*. Sveriges geologiska undersökning. Uppsala. Rapport nr 2014:19.
- Faqir, Y., Li, Z., Gul, T., Zahoor, Jiang, Z., Yu, L., Tan, C., Chen, X., Ma, J., & Feng, J. (2025). *Uranium's hazardous effects on humans and recent developments in treatment. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 293, 118043.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118043>
- Forsberg, L.-O., Löfroth, B., Kullman, F., & Gerlach, R. (1985). *Prospekteringsrapport IRAP 85012: Uranprospektering i Norrland*. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- Ginzburg, L. R., & D'Andrea, R. (2024). *Trophic Levels. Encyclopedia of Biodiversity* (3rd ed, Vol. 5, s. 252-258). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822562-2.00105-5>
- Grozeva, N. G., Radwan, J., Beaucaire, C., & Descostes, M. (2022). *Reactive transport modeling of U and Ra mobility in roll-front uranium deposits: Parameters influencing 226Ra/238U disequilibria. Journal of Geohemical Exploration*, 236, 106961.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.106961>
- Gupta, C. K. (2001). *Nuclear Reactor Materials. Encyclopedia of Materials: Science and Technology*. Elsevier, s 6339-6349. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043152-6/01123-2>
- Hamberg, R. (2023). *Sveriges behov av metaller och material för energiomställning 2025–2050*. Sveriges geologiska undersökning. Rapport nr 2023:10.
<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport202310rapport/s2310-rapport.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Havs- och vattenmyndighetens författningssamling*. Rapport nr HVMFS 2019:25. Göteborg: Havs- och ytvattenmyndigheten
- Höglund, L. O. (2010). *Kunskapsläge om miljökonsekvenser av prospektering, utvinning och bearbetning av mineraltillgångar av uran*. Naturvårdsverket, Kemakta AR 2010–07.

- <https://www.naturvardsverket.se/4ac585/globalassets/vagledning/branscher-och-verksamheter/gruvor/kunskapslage-uranbrytning.pdf>
- International Atomic Energy Agency (u.å.). *Depleted Uranium*.
<http://www.iaea.org/topics/spent-fuel-management/depleted-uranium> [2026-03-16].
- International Energy Agency (2025a). *Energy Statistics Data Browser – Data Tools*.
<https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/energy-statistics-data-browser> [2026-02-24].
- International Energy Agency (2025b). *Global electricity generation by source, 2024 – Charts – Data & Statistics*. <https://www.iea.org/data-and-statistics/charts/global-electricity-generation-by-source-2024> [2026-03-11].
- Karolinska Institutet (2026). *Arsenik* | Karolinska Institutet.
<https://ki.se/imm/miljomedicinsk-riskbedomning/riskwebben/arsenik> [2026-05-04].
- Lilljeqvist, R. (1991). *Prospekteringsrapport NSG 91112 Prospekteringsarbeten i Rappenområdet. Andra halvåret 1991*. Sveriges geologiska undersökning. Rapport nr NSG 91112.
- Livsmedelsverket (2022). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten LIVSFS 2022:12*. Uppsala: Livsmedelsverket.
- Luoto, T. P., Leppänen, J. J., & Weckström, J. (2019). *Waste water discharge from a large Ni-Zn open cast mine degrades benthic integrity of Lake Nuasjärvi (Finland)*. *Environmental Pollution*, 255 part 2, 113268.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113268>
- Länsstyrelsen, Jämtlands län (2016). *Vattenplan för Storsjön*. Östersund: Länsstyrelsen Jämtlands län. Rapport nr 2016:33.
- Naturvårdsverket (2017). *Delrapportering av regeringsuppdrag: strategi för hantering av gruvavfall: Utvärdering av efterbehandlad gruvverksamhet & Kartläggning av kostnader för hantering av gruvavfall och för efterbehandling av gruvverksamhet*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2025a). *envagskoncentrationer-km-version-2-3-1-nv-berakningsprogram-rv-mark-2025-08-27*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2025b). *Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (mg/kg TS) v 2.3*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2026a). *Fakta om arsenik och arsenikföreningar*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/metaller/fakta-om-arsenik-och-arsenikforeningar/?q=arsenik> [2026-05-04].
- Naturvårdsverket (2026b). *Fakta om kadmium och kadmiumföreningar*.
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/metaller/fakta-om-kadmium-och-kadmiumforeningar/?q=kadmium> [2026-05-04].
- Naturvårdsverket (2026c). *Inventering av förorenade områden*.
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/inventering-av-fororenade-omraden/> [2026-05-14].
- OECD Nuclear Energy Agency & International Atomic Energy Agency (2025). *Uranium 2024: Resources, Production and Demand*. Paris: OECD Publishing.

- Ollakka, H., Ruuska, J., & Taskila, S. (2016). *The application of principal component analysis for bioheapleaching process - Case study: Talvivaara mine*. *Minerals Engineering*, 95, 48-58. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2016.06.009>
- Pioro, I., & Duffey, R. (2019). *Current and future nuclear power reactors and plants. Managing Global Warming: An Interface of Technology and Human Issues*. Elsevier, s. 117-197. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814104-5.00004-1>
- Regeringen (2020). *Utvinning ur alunskiffer: kunskapssammanställning om miljörisker och förslag till skärpning av regelverket (SOU 2020:71)*. Stockholm: Statens offentliga utredningar. ISBN 978-91-38-25118-8.
- Sairinen, R., Tiainen, H., & Mononen, T. (2017). *Talvivaara mine and water pollution: An analysis of mining conflict in Finland. The Extractive Industries and Society*, 4(3), 640-650. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.05.001>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2023). *Uranium in natural waters and the environment: Distribution, speciation and impact. Applied Geochemistry*, 148, 105534. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105534>
- Statistiska centralbyrån (2026). *Elproduktion efter produktionsslag 2025*. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/energi/tillforsel-och-anvandning-av-energi/manatlig-elstatistik-och-byten-av-elleverantor/pong/tabell-och-diagram/elproduktion-efter-produktionsslag-2025/> [2026-03-04].
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2021). *Så fungerar ett kärnkraftverk*. <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/karnkraft/sa-fungerar-ett-karnkraftverk/> [2026-03-17].
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2023). *Kärnbränsle - Strålsäkerhetsmyndigheten*. <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/karnkraft/sa-fungerar-ett-karnkraftverk/karnbransle/> [2026-03-17].
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2024). *Ordlista kärnkraft: Q-T*. <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/karnkraft/ordlista-karnkraft/q-t/> [2026-02-25].
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2025). *Vad är radon?* <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/radon/vad-ar-radon/> [2026-03-03].
- Strålsäkerhetsmyndigheten (2026). *Kärnkraft*. <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/omraden/karnkraft/> [2026-02-17].
- Sveriges geologiska undersökning (2016). *Mineralmarknaden, Tema: energimetaller*. Periodiska publikationer 2016:2. Uppsala: Sverige geologiska undersökning.
- Sveriges geologiska undersökning (2020a). *SGU – Alunskiffer*. <https://www.sgu.se/mineralnaring/gruvor-och-miljopaverkan/alunskiffer/> [2026-03-10].
- Sveriges geologiska undersökning (2020b). *SGU – Anrikningsprocessen och anrikningssand*. <https://www.sgu.se/mineralnaring/gruvor-och-miljopaverkan/anrikningsprocessen-och-anrikningssand/> [2026-05-07].
- Sveriges geologiska undersökning (2020c). *SGU – Gruvor, vatten, miljö och hälsa*. <https://www.sgu.se/mineralnaring/gruvor-och-miljopaverkan/vatten-miljo-och-halsa/> [2026-05-01].

- Sveriges geologiska undersökning (2020d). *SGU – Sulfidmineral i gruvavfall*.
<https://www.sgu.se/mineralnaring/gruvor-och-miljopaverkan/sulfidmineral/>
 [2026-05-01].
- Sveriges geologiska undersökning (2022). *Prospektering*.
<https://www.sgu.se/mineralnaring/svensk-gruvnaring/prospektering/> [2026-03-10].
- Sveriges geologiska undersökning (2023). *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten*. Rapport nr SGU-FS 2023:1. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning.
- Sveriges geologiska undersökning (2024a). *Grundvattnets kvalitet – oorganiska ämnen*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/> [2026-05-27].
- Sveriges geologiska undersökning (2024b). *Järn*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/jarn/> [2026-05-27].
- Sveriges geologiska undersökning (2024c). *Markens genomsläpplighet*.
<https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/geologiska-data/samhallsplanering--geologiska-data/markens-genomslapplighet/> [2026-05-16].
- Sveriges geologiska undersökning (2024d). *Nickel*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/nickel/> [2026-05-05].
- Sveriges geologiska undersökning (2024e). *pH*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/ph/> [2026-05-27].
- Sveriges geologiska undersökning (2024f). *Sulfat*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/sulfat/> [2026-05-27].
- Sveriges geologiska undersökning (2024g). *Zink*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/zink/> [2026-05-05].
- Sveriges geologiska undersökning (2025a). *Egenskaper hos uran*.
<https://www.sgu.se/samhallsplanering/energi/uran/egenskaper-hos-uran/> [2026-02-18].
- Sveriges geologiska undersökning (2025b). *Kartläggning av kemiska egenskaper hos alunskiffer*. <https://www.sgu.se/mineralnaring/mineralinformation/kartlaggning-av-kemiska-egenskaper-hos-alunskiffer/> [2026-03-18].
- Sveriges geologiska undersökning (2025c). *Uran*.
<https://www.sgu.se/samhallsplanering/energi/uran/> [2026-02-18].
- Sveriges geologiska undersökning (2025d). *Kartläggning av kemiska egenskaper hos alunskiffer*. <https://www.sgu.se/mineralnaring/mineralinformation/kartlaggning-av-kemiska-egenskaper-hos-alunskiffer/> [2026-06-18].
- Sveriges geologiska undersökning (2026a). *Arsenik*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/arsenik/> [2026-05-04].

- Sveriges geologiska undersökning (2026b). *Checklista inför ansökan om grundvattenbortledning och förstärkt grundvattenbildning*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/checklistor/checklista-infor-ansokan-om-grundvattenbortledning-och-forstarkt-grundvattenbildning/> [2026-05-07].
- Sveriges geologiska undersökning (2026c). *Kadmium*.
<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/kadmium/> [2026-05-04].
- Sveriges geologiska undersökning (u.å.-a). *GeoLagret*.
<https://apps.sgu.se/geolagret/srv/swe/catalog.search#/search?isTemplate=n&publicationDateRange=%7B%22range%22:%7B%22publicationDateRange%22:%7B%22gte%22:null,%22lte%22:null,%22relation%22:%22within%22%7D%7D%7D&sortBy=publicationDate&sortOrder=desc&from=1&to=30&any=prospektering%20uran> [2026-03-10].
- Sveriges geologiska undersökning (u.å.-b). *SGUs Kartvisare*.
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jorddjup.html?zoom=-1022929.2256064517,6147843.525797051,2202677.2256064517,7622046.474202949> [2026-05-27].
- Sveriges geologiska undersökning (u.å.-c). *Sveriges berggrund*.
<https://www.sgu.se/om-geologi/berg/sveriges-berggrund/> [2026-03-10].
- Sveriges lantbruksuniversitet (2025). *Om SLU Markfuktighetskartor*.
<https://www.slu.se/om-slu/organisation/institutioner/skogens-ekologiskotsel/forskning/teman/digital-landskap/markfuktighetskartor/om-slu-markfuktighetskartor/> [2026-05-29].
- Sveriges lantbruksuniversitet (2026). *Vanadin – metallen med flera ansikten*.
<https://www.slu.se/forskning/kunskapsbanken/nj/vanadin--metallen-med-flera-ansikten/> [2026-05-04].
- Sveriges riksdag (2013). *Förordning (2013:319) om utvinningsavfall*.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2013319-om-utvinningsavfall_sfs-2013-319/ [2026-05-12].
- Sveriges riksdag (2025). *Förbudet mot utvinning av uran tas bort (Betänkande 2025/26:NU7 Näringsutskottet)*.
https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/betankande/forbudet-mot-utvinning-av-uran-tas-bort_hd01nu7/ [2026-02-10].
- Sveriges vattenmiljö (2019). *Bentiskt kvalitetsindex*.
<https://www.sverigesvattenmiljo.se/undersoka-vattenmiljo/bentiskt-kvalitetsindex> [2026-03-09].
- SVT Nyheter (2024). *Domstolen: Kommunkampanj mot gruvbrytning i Jämtlands län bryter mot lagen*.
<https://www.svt.se/nyheter/lokalt/jamtland/domstolen-kommunkampanj-mot-gruvbrytning-i-jamtlands-lan-bryter-mot-lagen> [2026-05-11].
- SVT Nyheter (2026a). *Aura energy vill bryta uran i Oviken – begär att få ändra sin gruvansökan*.
<https://www.svt.se/nyheter/lokalt/jamtland/aura-energy-vill-bryta-uran-i-oviken-begar-att-fa-andra-sin-gruvansokan> [2026-03-10].
- SVT Nyheter (2026b). *Östersund förlorar i rätten – kampanj mot gruvbrytning olaglig*.
<https://www.svt.se/nyheter/lokalt/jamtland/ostersund-forlorar-i-ratten-kampanj-mot-gruvbrytning-olaglig> [2026-05-11].

- Swemin (u.å.). *Startsida*. <https://www.svemin.se/> [2026-03-10].
- Terrafame (u.å.). *Questions and answers about uranium recovery*.
<https://www.terrafame.com/questions-and-answers-about-uranium-recovery.html>
 [2026-02-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-a). *Dvärsätt*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA64938473> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-b). *Gräftåvallen*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA64751819> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-c). *Håkansta*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA79424654> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-d). SE698522-139714.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA94502707> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-e). SE700467-140913.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA18518092> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-f). SE701449-140437.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA23412537> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-g). *Storsjön*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA54917789> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-h). *Svenstavik-Åsarna*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA18336750> [2026-05-26].
- VISS-Vatteninformationssystem Sverige (u.å.-i). *Ytterån*.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA73672224> [2026-05-26].
- World Health Organization (u.å.). *Uranium in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*.
- World nuclear association (2024). *Uranium Markets - World Nuclear Association*.
<https://world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/uranium-resources/uranium-markets#supply-from-elsewhere> [2026-02-24].
- World nuclear association (2025a). *Nuclear Fuel Cycle Overview*.
<https://world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/introduction/nuclear-fuel-cycle-overview> [2026-02-18].
- World nuclear association (2025b). *Uranium Mining Overview - World Nuclear Association*.
<https://world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/mining-of-uranium/uranium-mining-overview> [2026-05-11].
- World nuclear association (2026a). *Nuclear Power in Sweden*.
<https://datawrapper.dwcdn.net/uae5y/1/> [2026-02-23].
- World nuclear association (2026b). *Uranium and Nuclear Power in Kazakhstan - World Nuclear Association*. <https://world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-g-n/kazakhstan> [2026-03-02].

- World nuclear association (2026c). *World Nuclear Power Reactors & Uranium Requirements - World Nuclear Association*. <https://world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/world-nuclear-power-reactors-and-uranium-requireme> [2026-03-16].
- World nuclear association (2026d). *World Uranium Mining Production - World Nuclear Association*. <https://world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/mining-of-uranium/world-uranium-mining-production> [2026-02-24].
- World nuclear association (u.å.-a). *How is uranium made into nuclear fuel?* <https://world-nuclear.org/nuclear-essentials/how-is-uranium-made-into-nuclear-fuel> [2026-02-18].
- World nuclear association (u.å.-b). *Radiation and Health Effects - World Nuclear Association*. <https://world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/radiation-and-health/radiation-and-health-effects> [2026-02-25].
- World nuclear association (u.å.-c). *Reactor Database*. <https://world-nuclear.org/nuclear-reactor-database/summary> [2026-02-17].

BILAGA

Rådata hämtad från SGU för mätpunkterna 117435, 117438, 117501, 117541, 117542, 157875, 157939, 310647, 373945, 373969 och 374015 som visas i Tabell 15 har sammanställts och finns tillgänglig. Data tillhandahålls som Excel-fil och kan erhållas på begäran genom kontakt med Teknisk Geologi, Lunds Tekniska Högskola, Lunds universitet.