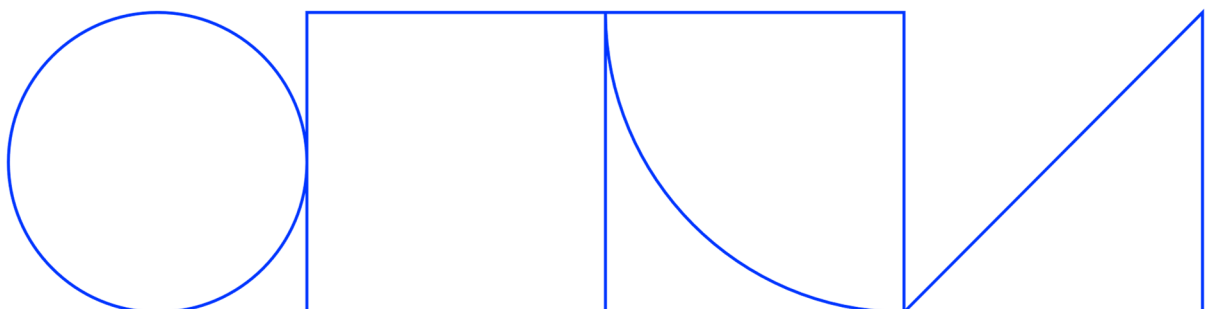


Förslag till branschgemensamma riktvärden för bergmaterial

Mark Elert, Karin Norrfors, Kemakta Konsult AB
Malin Norin, Jan Englund, Skanska Sverige AB
Anna Persson, Maria Elofsson, Skanska Industrial Solutions AB
Carl Zide, Massbalans Sverige AB

2025-04-25

SKANSKA**Massbalans****Kemakta**
KONSULT

Förord

Projekt SBUF 14260 "Underlag till branschgemensamma riktvärden för bergmaterial" har genomförts av en arbetsgrupp bestående av representanter från Kemakta Konsult AB, Skanska Sverige AB, Skanska Industrial Solutions AB och Massbalans Sverige AB med stöd av en referensgrupp och den nordiska samverkansgruppen. Huvudförfattare för rapporten har varit Mark Elert och Karin Norrfors tillsammans med övriga inom arbetsgruppen.

Arbetsgruppen vill tacka projektets finansiärer och särskilt Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF), som gett arbetsgruppen möjlighet att driva projektet. Ett stort tack till den aktiva referensgruppen och den nordiska samverkansgruppen för information, diskussioner och värdefulla synpunkter. Vi vill också tacka deltagare från end-of-waste-gruppen inom EU:s forskningsinstitut JRC som deltagit vid en workshop.

Mars 2025 Malin Norin

Projektets arbetsgrupp:

Skanska Sverige AB	Malin Norin (Projektledare) och Jan Englund
Skanska Industrial Solutions AB	Maria Elofsson och Anna Persson
Kemakta Konsult AB	Mark Elert och Karin Norrfors
Massbalans Sverige AB	Carl Zide

Projektets referensgrupp:

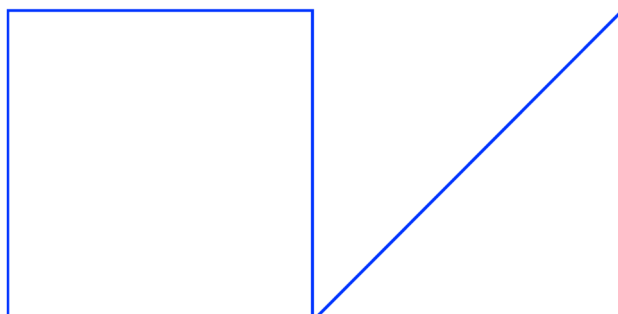
ALS Scandinavia	Eva Lidman
Boliden AB	Erik Rönne
Collecct AB	Martin Tengsved
Feiring AS	Espen Rudberg
Fortum Waste Solutions AB	Fredrik Jörnlin
Franzefoss Minerals AS	Hedda Garshol Jensen
Lunds universitet	Martijn van Praagh
NCC Industry AB	Gustav Wändell
SBMI, Sveriges Bergmaterialindustri	Mårten Sohlman
Skanska Sverige AB	Emma Rehnström och Lars Stenlid
Svevia AB	Anders Lindström
Trapezia AB	Jonas Östgren
Trafikverket	Åsa Lindgren

Nordisk samverkansgrupp:

DWS	Ole Hjelmar (Danmark)
Ymparistö/SYKE	Jussi Reinikainen (Finland)
NGI	Gundy Okkenhaug (Norge)

End-of-waste-gruppen:

GROW	Manfred Fuchs, Kveta Kabatnikova
Joint Research Center (JRC)	Hans Saveyn, Jorge Cristobal-Garcia, Leonidas Milios och Lukas Egle



Sammanfattning

Ballast är den råvara som utvinns och används i störst mängd i landet. Ballastbranschen levererade totalt 87,6 miljoner ton ballast från täkter under 2023 (SGU, 2024a). Av dessa är ca 93 % krossat berg från bergtäkter. Ballast är huvudmaterialet i asfalt och betong och används även som järnvägs makadam, i obundna lager i anläggningskonstruktioner och som fyllnads-material.

Bygg- och anläggningssektorn är den sektor i samhället som använder mest naturresurser och som kommer behöva göra stora ansträngningar för att minska miljöpåverkan och växthusgasutsläpp. Växthusgasutsläppen från den globala bygg- och fastighetssektorn uppgick 2019 till omkring 38 procent av de totala utsläppen av växthusgaser.

Framtagning av branschspecifika riktvärden för bergmaterial ger förutsättningar för en resurseffektiv bergmaterialhantering med tydlighet kring hanteringen av miljö- och hälsorisker och är en del i strävan mot god resurshushållning och klimatneutralitet.

Naturvårdsverket har i regeringsuppdraget ”Hantering av schaktmassor och annat naturligt förekommande material som kan användas för anläggningsändamål” föreslagit att en tillståndsansökan för bergtäkt ska innehålla uppgifter om materialets miljö- och hälsomässiga lämplighet för avsett ändamål (Naturvårdsverket, 2022). Frågan om hur en bedömning ska göras av bergmaterials miljömässiga egenskaper har också lyfts av myndigheter i vissa saneringsprojekt av förorenade områden. Dessa rekommenderade branschspecifika riktvärden underlättar detta arbete.

Idag görs i vissa fall en bedömning av fastfashalter i bergmaterial genom jämförelse med riktvärden för förorenad mark. Detta trots att riktvärdena avser finkorniga jordar där ämnen vanligen är sorberade på jordpartiklar och inte bundna i mineraler som i bergmaterial. Detta medför att andra exponeringsvägar och spridningsegenskaper är viktiga för bergmaterial.

Projektet syftar till att ta fram ett förslag på enhetliga riktlinjer för miljöriskbedömning av bergmaterialprodukter som kan nyttjas av branschen, samt att den framtagna miljöriskmodellen kan kopplas till metodik som finns idag för att deklarera byggprodukter, jämför CE- och prestandadeklarationer.

Förslag till branschspecifika riktvärden är framtagna både avseende fastfashalt och lakhalt för relevanta ämnen. Riktvärden för fastfashalter avseende människors hälsa är framtagna för ämnen där halter i bergmaterial skulle kunna påverka människors hälsa. Även ett förslag på indikativa fastfashalter för när laktest bör genomföras för bergmaterialet redovisas. Dessa kan användas för att minimera antalet laktest.

Förslagen till riktvärden för lakning utgår från lakegenskaper för bergmaterial utvärderade från analyser av lakvatten och fastfashalter från ”Nordens största bergmaterialtest” från Sveriges och Norges ledande bergmaterialleverantörer (Zide, 2022). Riktvärden för lakning tar hänsyn till risker relaterade till föroreningar i yt- och grundvatten och utgår från accepterade haltkriterier för yt- och grundvatten.

Innehållsförteckning

1	Inledning	7
1.1	Bakgrund	7
1.2	Syfte	8
1.3	Projektförankring	9
1.4	Omfattning och avgränsningar	9
2	Sammanfattning av projektets genomförande	10
3	Metoder för riskbedömning vid användning av material i konstruktioner	12
3.1	Inledning	12
3.2	Sverige	12
3.3	Danmark	14
3.4	Finland	15
3.5	Norge	17
3.6	Slutsatser	18
4	Konceptuell modell	20
4.1	Syfte och avgränsningar	20
4.2	Tidsaspekter	20
4.3	Bergmaterial	21
4.4	Ämnen	22
4.5	Anläggningskonstruktioner	23
4.6	Processer för utlakning	25
4.7	Skyddsobjekt	28
4.8	Spridningsvägar	30
4.9	Exponeringsvägar	31
4.10	Avgränsningar	33
5	Beräkningsmodell	34
5.1	Modellering av risker utgående från fastfashalter	35
5.2	Modellering av risker utgående från lakegenskaper	35
5.3	Indikativa halter för genomförande av lakförsök	37
6	Data för beräkningar	39
6.1	Bergmaterialets egenskaper	39
6.2	Anläggning	42
6.3	Spridningsförutsättningar	43
6.4	Skyddsobjekt	44
6.5	Data för beräkning av hälsoeffekter	45
7	Nivåer för riktvärden	50
7.1	Riktvärden för lakning	50
7.2	Riktvärden för fastfashalter	53
7.3	Indikativa halter för behov av laktestning	54
8	Användning av riktvärden	56
8.1	Användningsområde	56
8.2	Provtagning av bergmaterial	56
8.3	Analys av halter i fastfas	56
8.4	Lakförsök	57
8.5	Konsekvensanalys	57
9	Deklarering av materialegenskaper	59
9.1	CE-märkning av byggprodukter	59
9.2	Deklarering av material i en vägkonstruktion	60
9.3	Kommande produktstandarder	60
9.4	Byggproduktförordningen	61
10	Slutsatser och förslag på vidare arbete	63
11	Referenser	65

Bilagor

Bilaga A – Uttagsrapporter från riktvärdesmodell för fastfashalter

Bilaga B – Konsekvensanalys av föreslagna riktvärden

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Ballast är den råvara som utvinns och används i störst mängd i landet. Ballastbranschen levererade totalt 87,6 miljoner ton ballast från landets täkter under 2023. I genomsnitt förbrukades under året motsvarande 8,3 ton ballast per innevånare i Sverige (SGU, 2024a).

Ballast framställs, förutom från jungfruligt bergmaterial ur täkter, även från entreprenadberg som uppkommer som överskottsmassor vid olika bygg- och anläggningsprojekt. En branschuppskattning är att mängden ballast från entreprenadberg uppgår till 60–80 miljoner ton årligen som idag huvudsakligen används på platsen där den losshålls. Cirka 10–15 miljoner ton entreprenadberg (SGU, 2024a) körs till täkter och anläggningar för vidare förädling. Ballast är huvudmaterialet i asfalt och betong och används även bland annat som järnvägsmakadam, i obundna lager i anläggningskonstruktioner och som fyllnadsmaterial.

Den samhällssektor som använder mest naturresurser är industrisektorn i vilken tillverkning, byggande, gruvidrift och energianvändning ingår. Denna sektor är en av de sektorer som behöver göra störst ansträngningar för att minska dess miljöpåverkan och växthusgasutsläpp. Att skapa förutsättningar för en resurseffektiv bergmaterialhantering med en tydlighet kring hanteringen av miljö- och hälsorisker är en pusselbit i strävan mot resurshushållning och klimatneutralitet.

Vid tillståndsprövning och tillsyn kan bergmaterial betraktas som en produkt, en biprodukt eller ett icke-avfall, vilket påverkar vilka regler som styr hur det bedöms och kan användas. Att gemensamt ta fram kunskap, underlag och enhetlig vägledning för bergmaterialbranschen är viktigt och kommer till stor nytta till exempel vid riskbedömning i samband med förädling av bergmaterial till produkter. Idag blir i praktiken stora mängder bergmaterial hanterat och klassificerat, dvs. bedömt som ett material med risk i stället för en bergmaterialprodukt.

Naturvårdsverket har via sitt regeringsuppdrag i uppdrag att ta fram riktlinjer för hantering av schaktmassor och bergmaterial i syfte att minimera miljö- och hälsorisker vid användning av dessa material och hur potentiellt problematiska massor kan hanteras säkert och användas på rätt sätt (Naturvårdsverket, 2022). Frågan om hur bedömning ska göras av bergmaterials miljömässiga egenskaper har också lyfts av myndigheter i vissa saneringsprojekt av förorenade områden. Utöver detta ställer myndigheter i vissa fall krav på att en tillståndsansökan för bergtäkt ska innehålla uppgifter om materialets miljö- och hälsomässiga lämplighet för avsett ändamål. Branschspecifika riktvärden underlättar detta arbete och skapar förutsättningar för en mer enhetlig bedömning

Vid lokalisering och tillståndsprövning av täktverksamheter regleras frågan om materials miljömässiga lämplighet idag via de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap miljöbalken. Innan en ny täktverksamhet etableras görs tekniska kontroller för att undersöka att bergets geologi inte avviker från normala förhållanden för den aktuella bergarten. Ytterligare finns krav i produktsäkerhetslagen (2004:451), som syftar till att säkerställa att varor och tjänster som tillhandahålls konsumenter inte orsakar skada på person, samt även i den europeiska byggproduktförordningen (EU nr 2024/3110) som anger de krav som ska vara uppfyllda för att få CE-märka och sälja en byggprodukt. Utöver detta ges nationella myndigheter också möjligheten att skapa ytterligare regler och begränsningar.

Produkter av bergmaterial provtas och utvärderas idag främst utifrån tekniska egenskaper. Naturligt förekommande bergmaterial kan dock i undantagsfall innehålla ämnen och ha egenskaper som vid vissa förhållanden kan ge upphov till risker för hälsa och miljö. Provtagning och analys avseende kemiskt innehåll utförs framför allt genom fastfasanalys. Detta ligger till grund för genomförande av en miljöriskbedömning i de fall detta efterfrågas, exempelvis för ämnen som arsenik, bly eller sulfidförande mineral. Normalt idag sker dock ingen standardiserad provtagning eller särskild riskbedömning av miljö- och hälsomässiga aspekter om detta inte särskilt efterfrågas.

Olika principer kan användas för att utvärdera risker vid användning av bergmaterial. Ett sätt som kommit att tillämpas är att jämföra halter med riktvärden framtagna för förorenad mark eller naturliga bakgrundshalter. Riktvärdena för jord grundar sig bland annat på andelen lakbara ämnen som lakar ut från jorden för att ta hänsyn till skydd av yt- och grundvatten. De lakbara halterna är beroende av jordens lakegenskaper. Då lakegenskaperna hos bergmaterial skiljer sig från lakegenskaperna hos en jord bör inte de modeller som är framtagna för förorenad jord direkt appliceras på bergmaterial. Även exponeringsvägarna för människor och recipenter skiljer sig delvis då bergmaterialet har andra användningsområden än jord.

Ett bättre alternativ är att använda en riskbaserad metod där fastfashalterna i bergmaterialet jämförs med risker för människors hälsa och lakbara halter för att bedöma risken för påverkan på omgivningen. Detta är i linje med den metodik som använts för EU:s acceptanskriterier för deponering av avfall, i Sverige implementerade genom Naturvårdsverkets föreskrift (NFS 2004:10). Detta är även i linje med de metoder som används för bedömning av användning av avfall i anläggningsändamål i länder såsom Danmark och Finland. En sådan bedömning kräver förståelse för materialet och hur det reagerar vid lakning under längre tidsperspektiv.

Det saknas idag en branschgemensam modell för bedömning av miljörisker för bergmaterial, vilket skapar en oklarhet mellan olika aktörer såsom producenter, användare och myndigheter. Detta gör det svårt att förutsäga vilka miljömässiga krav som kan komma att ställas vid bedömning av bergmaterialprodukter, till exempel under tillståndsprövning av verksamheter eller vid användning av ballastprodukter för olika ändamål i samhällsbyggandet.

Myndigheter, bland annat Naturvårdsverket har de senaste åren vid dialog med bergmaterialbranschen uttryckt önskemål och förväntningar på att branschen ska ta fram underlag för miljöriskbedömning av bergmaterialprodukter.

Under 2022 genomfördes "Nordens största bergmaterialtest" (Zide, 2022) där några av Sveriges och Norges ledande bergmaterialleverantörer, Region Stockholm samt Trafikverket har testat olika bergmaterial från täkter. Syftet med bergmaterialtestet var att analysera materialen enligt den nya kommande europeiska standarden för miljötestning avseende fastfashalter och lakbara halter (Zide, 2022). Majoriteten av de prover som testats i bergmaterialtestet uppvisade låga fastfashalter och låg lakbarhet och enbart ett fåtal prover visade på avvikande egenskaper. Denna studie på bergmaterial bedöms utgöra en representativ bild av täktberg i Sverige och har varit ett viktigt underlag för framtagning av en miljöriskmodell för bergmaterial som beskrivs i föreliggande rapport.

1.2 Syfte

Syftet med projektet är att ta fram en branschgemensam miljöriskmodell som kan användas för bedömning av risker vid användning av bergmaterial i anläggningskonstruktioner. Projektet syftar även till att ta fram förslag till riktvärden för bergmaterial som kan nyttjas av branschen. Vidare syftar projektet till att den framtagna miljöriskmodellen kan kopplas till metodik som finns idag för att deklarerar byggprodukter, jämför CE- och prestandadeklARATIONER.

1.3 Projektförankring

Genomförandet av föreliggande projekt har skett i samarbete och i nära dialog med en branschövergripande referensgrupp genom kontinuerliga avstämningar. I projektets inledande fas genomfördes ett nordiskt samverkansmöte där deltagare från Danmark, Norge och Finland deltog och delade med sig av erfarenheter från arbete med riktvärden för material i anläggningsbyggande i de olika länderna. Projektresultaten är även presenterade för end-of-waste-gruppen inom EU:s forskningsinstitut JRC som deltagit vid en gemensam workshop med projektets arbetsgrupp.

1.4 Omfattning och avgränsningar

Arbetet omfattar bergmaterial som genom tillverkning och produktion i täkter, eller vid så kallade materialterminaler, är avsett att bli ballast, dvs bergmaterialprodukter. Antaganden och modeller är inte anpassade till mer problematiska typer av bergmaterial såsom sulfidhaltiga bergarter eller skiffrar. Ambitionen för projektet har varit att beakta effekterna av en större användning av bergmaterial där det antas att materialet kan användas i flera anläggningar inom ett område och inte endast vad effekten är av en enskild anläggning.

Projekt har utgått från existerande modeller som tagits fram i Sverige, Finland, Danmark och Norge. Dessa har utvärderats och erfarenheter från användning av dessa modeller har använts vid framtagning av miljöriskmodellen.

2 Sammanfattning av projektets genomförande

Projektet har lett fram till ett förslag på en branschgemensam miljöriskmodell som kan användas för beräkning av risker vid användning av bergmaterialprodukter i anläggningskonstruktioner. Den framtagna miljöriskmodellen kopplas till metodik för att deklarerat byggprodukter. Miljöriskmodellen och de kriterier som används i detta projekt kan löpande uppdateras i takt med att ny lagstiftning, nya regler och nya standarder kommer på plats. Projektet har genomförts i olika steg som finns presenterade i rapportens följande avsnitt. Nedan följer en kort beskrivning av respektive avsnitt för att lättare kunna följa rapportens disposition.

Avsnitt 3: Metoder för riskbedömning vid användning av material

I projektet har information om olika modeller samlats in genom litteraturstudier, workshops och intervjuer. Arbetet har framför allt inriktats på modeller som används i Danmark, Finland och Norge. I avsnittet ges en sammanfattning av det arbete som gjorts i de olika nordiska länderna samt vilka erfarenheter som beaktats för den modell som tagits fram för bergmaterial. De modeller som utvecklats i Norden för att ta fram riktvärden och bedömningsgrunder för användning av olika material i konstruktioner har i huvudsak fokuserat på lakkriterier inriktade på skydd av grundvatten.

Avsnitt 4: Konceptuell modell

Den konceptuella modellen beskriver den hantering och de processer som är relevanta vid bedömning av bergmaterial i typiska anläggningar samt konstruktioner. Typscenarierna som har tagits fram beskriver olika processer som kan leda till utläckage av förorenande ämnen med potentiella effekter för människors hälsa eller miljön. Flertalet av de effekter som kan uppkomma är storskaliga och beror inte av egenskaperna av enskilda leveranser av bergmaterial eller enskilda anläggningar. Den konceptuella modellen är därför inte anpassad till att motsvara ett värsta fall utan är inriktad på begränsningar som kan uppkomma när bergmaterial används i en större skala.

Avsnitt 5: Beräkningsmodell

I beräkningsmodellen utvärderas risker utgående från fastfashalter och lakegenskaper. Riktvärden för fastfashalter för bergmaterial har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för riktvärden för förorenad jord (Naturvårdsverket, 2023a). De exponeringsvägar som beaktas är oralt intag, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt intag av växter. Exponeringsparametrarna har dock anpassats till förhållandena när bergmaterial används för anläggningsbyggnad.

Riktvärden för lakning gällande bergmaterial har beräknats med en modell som beskriver en exponentiellt avtagande utlakning från en anläggning samt spridning till en recipient som kan vara grundvatten eller ytvatten.

Avsnitt 6: Data för beräkningar

För att använda beräkningsmodellen krävs relevanta data för bergmaterialens och anläggningens egenskaper, spridningsförutsättningar, skyddsobjekt som påverkas och data för beräkning av hälsoeffekter. Data för halter och utlakning från bergmaterial har hämtats från Nordens största bergmaterialtest (Zide, 2022). Data för de olika anläggningarnas dimensioner bygger på typiska konstruktioner med bergmaterial. För beräkningen av spridningen av ämnen från konstruktionen behövs data för de vattenförande lagrens egenskaper, transporttider för vatten till skyddsobjekten, parametrar för fastläggning av ämnena under transporten, graden av omblandning med annat vatten innan det når skyddsobjektet. Skyddsobjekten är grund- och ytvatten. De haltkriterier som används för grundvatten baserar sig på att halttillskottet från anläggningen inte ska överskrida halva dricksvattennormen för det aktuella ämnet.

Beräkningen av vilka krav som ska gälla för skydd av ytvatten är mer komplicerad eftersom flera anläggningar kan påverka samma ytvattenförekomst. Den metod som används bygger på konceptet med akvatiskt fotavtryck.

Data för beräkning av hälsoeffekter tar hänsyn till exponeringsförutsättningar för allmänheten och arbetare. Exponering från bergmaterial antas ske under anläggning, reparation och avveckling av konstruktioner.

Avsnitt 7: Nivåer för riktvärden

Riktvärden har tagits fram utifrån kriterier för miljöriskmodellen i form av:

- *Riktvärden för fastfashalter.* Nivåer baserade på halt som beaktar risker för människor som kommer i kontakt med materialet (närboende och arbetare). Fastfasnivåerna beaktar även riskerna för markmiljön.
- *Riktvärden vid lakning.* Nivåer baserade på lakning som tar hänsyn till förorening av grundvatten och ytvatten, samt de effekter på människors hälsa och miljön som detta kan innebära.

Lakförsök är mer tidskrävande och medför också extra kostnader. I många bergmaterial har de oönskade ämnena låg lakbarhet och förekommer också i låga halter. Inom ramen för projektet har indikativa nivåer för laktest tagits fram utifrån korrelationen mellan fastfashalt och lakbar halt. När fastfashalten underskrider den indikativa nivån så kan riskerna för lakning bedömas som ringa utan laktester. Syftet med detta är att förenkla provningen av materialen.

Avsnitt 8: Användning av riktvärden

I avsnittet ges vägledning till praktiska aspekter av hur riktvärdena kan användas vid riskbedömning av bergmaterial, exempelvis vid provtagning, analyser samt val av laktester. Vidare redovisas en analys av vilka konsekvenser de föreslagna riktvärdena för bergmaterial kommer att innebära för branschen.

Avsnitt 9: Deklarering av materialegenskaper

Ballastmaterial är byggprodukter och i detta avsnitt ges en genomgång av vilka regler, krav och standarder som gäller när byggprodukter ska sättas på den öppna marknaden. Specifikt beskrivs de krav som ställs för att CE-märka bergmaterialprodukter samt vilka tillämpliga produktstandarder som finns eller är på väg att utvecklas.

3 Metoder för riskbedömning vid användning av material i konstruktioner

3.1 Inledning

Risker med användning av olika typer av material i anläggningskonstruktioner har bedömts i flera olika sammanhang. I många fall rör det sig om risker relaterade till användning av avfall eller restprodukter i olika typer av anläggningsarbeten. Exempel på sådana modeller i Sverige är Naturvårdsverkets modell för användning av avfall i anläggningsbyggande (Naturvårdsverket, 2010), dåvarande Värmeforsk (numera Energiforsk) utredning angående miljöriktlinjer för användning av aska i anläggningsbyggande (Bendz et al., 2009), modeller för återvinning av slaggrus i specifika asfaltstäckta anläggningskonstruktioner (van Praagh et al., 2017) och beslutsstöd vid återvinning av avfall i konstruktioner (van Praagh, 2020; Trafikverket, 2022a,b).

Inför valet av modell för beräkning av förslag på branschspecifika riktvärden för bergmaterial har information om olika modeller tagits fram genom litteraturstudier, workshops och intervjuer. Arbetet har framför allt inriktats på modeller som används i Danmark, Finland och Norge. Informationen har till stor del inhämtats vid den Workshop Nordisk Utblick som hölls den 9 november 2023 inom detta projekt. I underavsnitten nedan ges en sammanfattning av det arbete som gjorts i de olika nordiska länderna samt vilka erfarenheter som kan vara värdefulla att ta vara på i det föreliggande projektet.

I Danmark har modeller tagits fram för återvinning av jord, betong och asfalt i anläggningar (Miljøstyrelsen, 2009; 2015; 2018). I Finland har modellering av återvinning av olika restprodukter i vägar och ytor modellerats som underlag till riktlinjer för användning av material (MARA, 2016). I Norge har den modell för utläckage av föroreningar från förorenad jord som NGI tagit fram för Miljødirektoratet (NGI, 2021), använts för att beräkna utläckage av sexvärt krom från återvunnen betong som använts i vägkonstruktioner. Även utanför Norden har modeller för riskbedömning av material i konstruktioner tagits fram, exempelvis i Nederländerna (Eikelboom et al., 2001) och Irland (EPA, 2023).

I många fall bygger de framtagna modellerna på en bedömning av risker avseende lakning från massor i konstruktioner och på det arbete som gjordes inom EU-kommittén för teknisk utveckling (TAC-kommittén) gällande framtagning av acceptanskriterier för mottagning av avfall i deponier. I TAC-kommitténs arbete användes flera modellverktyg som alla utgick från en gemensam konceptuell modell för utlakning från en deponi och hur den kan påverka omgivningen (Hjelmar et al., 2016). Denna gemensamma konceptuella modell brukar benämnas TAC-modellen.

3.2 Sverige

Naturvårdsverket har tagit fram generella haltnivåer för när återvinning av avfall kan bedömas utgöra mindre än ringa risk och därmed inte kräver en anmälan, (så kallad U-verksamhet) samt nivåer för användning av avfall ovan tätskiktet vid täckning av deponier (Naturvårdsverket, 2010). Naturvårdsverket har under 2024 föreslagit uppdaterade generella riktvärden för mindre än ringa risk för massor vid återvinning av avfall med fokus på schaktmassor, men som även föreslås omfatta avfallsklassade bergmaterial (Naturvårdsverket, 2024). Dessa utgår till stora delar från riktvärdena för återvinning av avfall från 2010. I alla tre fallen finns nivåer för halter i fastfas och nivåer för lakning. Nivåerna för fastfashalt tar hänsyn till skydd av människors hälsa och skydd av markmiljön. Nivåerna för lakning tar hänsyn till skydd av grundvatten som används som dricksvatten samt skydd av vattenlevande organismer i ytvatten.

Naturvårdsverkets nivåer för halt i fastfas för återanvändning av avfall är beräknade enligt samma metodik som för riktvärden för förorenad jord gällande känslig markanvändning (KM). Ingen specifik hänsyn tas till att förutsättningarna för exponering och upptag kan skilja sig mellan förorenad jord och avfall eller bergmaterial. De generella nivåerna för fastfashalt är i vissa fall lägre än riktvärdena för KM på grund av att det tillgängliga utrymmet av det tolerabla dagliga intaget antas vara mindre än vid beräkning av riktvärdena för KM samt att en högre skyddsnivå har antagits för markmiljön. För utfasningsämnen, så som bly, kadmium och kvicksilver, är värdena satta så att de inte överstiger naturliga bakgrundshalter i Sverige.

En beräkningsmodell utvecklades för att ta fram acceptabla nivåer för lakning för återvinning av avfall (Naturvårdsverket, 2010). Modellen bygger på liknande principer som de modeller som används inom EU för framtagning av underlag till acceptanskriterierna för deponering av avfall (TAC-modellen), men är i flera avseenden enklare. I modellen antas det att det sker en exponentiellt avtagande utlakning från en anläggning uppbyggd av avfall. De utlakade ämnena transporteras ned genom en omättad zon mot en grundvattenyta. Där sker en viss fastläggning av ämnena i den underliggande jorden och en utspädning av halterna i grundvattnet. De beräknade halterna i grundvattnet under anläggningen jämförs med haltkriterier för skydd av grundvatten, i de flesta fall motsvarande dricksvattennormen. Föroreningen antas kunna transporteras vidare till en ytvattenrecipient, där det kan ske ytterligare utspädning. Halterna i ytvattenrecipienten jämförs därefter med haltkriterier baserade på miljö kvalitetsnormer för ytvatten. I modellen beräknas sedan vilken koncentration som inte får överstigas i lakvattnet från det återvunna avfallet för att inte haltkriterierna i grundvatten eller ytvatten ska överskridas. Med hjälp av ett Kappa-värde beräknas en initial fastfashalt i lakförsöket om till en utlakad mängd vid $L/S=10$. Vid omräkningen antas materialet ha samma lakegenskaper som förorenad jord.

I Naturvårdsverkets tidigare lämnade förslag till allmänna regler för vissa verksamheter som hanterar avfall (Naturvårdsverket, 2020) togs nivåer fram för ytterligare ämnen, dessutom räknades nivåerna för vissa ämnen om för att ta hänsyn till nya sänkta dricksvattennormer.

Naturvårdsverket håller för närvarande på att uppdatera handboken om återvinning av avfall i anläggningsarbete. Vägledningen består av fyra delar som täcker in undersökningar, rättspraxis, lagstiftning och tolkning av centrala begrepp- samt miljö- och hälsomässiga aspekter. De första tre delarna publicerades 2023. Den sista delen om bedömning av miljö- och hälsorisker skickades ut på remiss 2024.

Naturvårdsverket har under december 2024 fått ett tilläggsuppdrag att ta fram riktlinjer för hantering av schaktmassor och bergmaterial som innehåller miljö- och hälsoskadliga ämnen som arsenik och sulfid. Detta uppdrag ska redovisas senast 30 januari 2026.

Värmeforsk genomförde ett projekt för att ta fram en modell för riskbedömning av askanvändning i anläggningsbyggande (Bendz et al., 2009). Modellen syftade till att avgöra om en tänkt användning skulle ge en påverkan som skulle kunna utgöra en ringa risk (motsvarande nivån för återanvändning av avfall enligt Naturvårdsverket, 2010). Modellen baserades på definierade emissions- och spridningsscenario och inkluderade hälso- och miljörisk vid spridning av partiklar i luft, hälsorisker vid intag av grundvatten, miljöeffekt i ytvatten samt hälso- och miljöeffekt efter avslutad drift av anläggningen.

Utgångspunkten var att askor skulle kunna användas på samma sätt som andra byggmaterial utan att några särskilda skyddsåtgärder skulle behöva vidtas i hanteringen eller plats för användning. Exponeringen beräknades på liknande sätt som för riktvärdena för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2016). Beräkningarna syftade till att ge ett skydd på individnivå för människor under ogynnsamma exponeringsförhållanden. Exponeringsvägarna som beaktades

var inandning av damm, oralt intag, hudkontakt och intag via lokalt odlade eller vildväxande växter. För dessa exponeringsvägar är jämförelsegrunden fastfashalt. För exponering via grund- och ytvatten är jämförelsegrunden lakparametrar. Beräkningar utfördes för två olika typer av konstruktioner, med eller utan slitlager av asfalt som motverkar infiltration och damning, som utsätts för nederbörd och därmed risk för grund- eller ytvatteninträngning. I samband med projektet gjordes ett antal fältmätningar av damning från obelagda vägar (Gustafsson et al., 2006; Blomqvist et al., 2012).

SBUF finansierade en studie som syftade till att ge beslutsstöd för återvinning av avfalls-klassade material i konstruktioner (van Praagh, 2020). Rapporten fokuserar på mineraliskt material klassat som icke-farligt avfall från bygg- och anläggningsverksamhet och som utgör ringa risk med målet att förenkla och standardisera anmälningar vid användning av avfall i anläggningsändamål. I projektet betraktades tre olika typkonstruktioner, en smal och en bred väg samt en större yta. Både fallen med ett tätt och ett genomsläppligt slitlager beaktades. Exponering av människor antogs kunna uppkomma genom direkt kontakt med materialet eller via inandning av damm eller ångor samt genom indirekt exponering av växter, grund- och ytvatten som påverkats på grund av spridning av damm eller genom urlakning. Modeller och data för beräkningarna togs fram utgående från tidigare arbeten gällande träaska (Bendz et al., 2009) och slaggrus (Avfall Sverige, 2019). Riktvärden beräknades för fastfashalt och lakbar halt av metaller och PAH, samt riktvärden för lakbar halt för klorid, sulfat och fluorid. Totalt tolv olika uppsättningar av riktvärden togs fram för olika konstruktioner och typer av täckning.

Trafikverket har tagit fram ett kravdokument som ska säkerställa att hantering av massor som uppkommer i Trafikverkets verksamhet sker på ett enhetligt och miljömässigt hållbart sätt (Trafikverket, 2022a,b). Kraven inriktar sig främst på massor som uppkommer inom järnvägs-mark och täcker in moment som inventering, fältarbeten, utvärdering av analysresultat, dokumentation och bedömning av jordmassor. Tanken är att dokumentet ska användas för bedömning om halterna av miljöstörande ämnen är acceptabla i en befintlig anläggning samt om jordmassor utifrån föroreningsnivåer är lämpliga för användning inom verksamheten. Värden har beräknats för fyra olika fall, en liten yta (500 m²) och en stor yta (5000 m²) som i båda fallen kan vara ej hårdgjord eller hårdgjord. Avgränsningsvärden för jord (mg/kg TS) har beräknats med hjälp av Naturvårdsverkets modell för riktvärden, inklusive effekter som berör påverkan på grundvatten och ytvatten. De beräknade avgränsningsvärdena är högre än de generella riktvärdena för känslig markanvändning, men inte alltid högre än riktvärdena för mindre känslig markanvändning.

3.3 Danmark

Danmark bidrog aktivt i arbetet inom EU:s TAC-kommitté för beräkning av underlag för acceptanskriterier för mottagning av avfall i deponier. En liknande metodik har senare använts för att beräkna riktvärden för lakning från material som används i konstruktioner.

I rapporten från Miljøstyrelsen (2009) beräknas riktvärden avseende halter i fastfas samt lakning för ett antal metaller och organiska föroreningar för lättare förorenad jord som används i anläggningsbyggnad. I projektet beräknades utlakningen för sju olika scenarier. Mäktigheten på anläggningen var 1 eller 5 meter, utbredningen av anläggningen i grundvattenflödets riktning varierade mellan 10 och 500 meter samt avståndet till kontrollpunkten (Point of Compliance-POC) varierade mellan 30 och 100 meter. I beräkningarna antogs en exponentiellt avklingande källterm bestämd av ett Kappa-värde som anger hur utlakningen avtar med ökande mängd vatten i förhållande till mängden jord (L/S-tal). Samma värden som använts för TAC-kommitténs beräkningar av acceptanskriterier användes. För huvudfallet med 1 meter mäktig konstruktion och en infiltration på 350 mm/år ger detta ett L/S-tal som ökar

med 0,23 l/kg per år. De utlakade ämnena antas sedan fastläggas på jorden i grundvatten-zonen, vilket gör att haltökningen i kontrollpunkter sker med en fördröjning och att den också är lägre, speciellt för ämnen som har ett snabbt kortvarigt utlakningsförlopp, dvs höga Kappa-värden. Fastläggningen antogs vara en linjär jämviktsprocess bestämd av ett Kd-värde. Även här användes värden från EU:s TAC-kommitté. En attenueringsfaktor definierades som kvoten mellan den maximala halten vid kontrollpunkten och den maximala halten som läcker ut från konstruktionen. Beräkningar visade att attenueringsfaktorn var omvänt proportionell mellan produkten av Kappa-värdet och Kd-värdet. För beräkningen av maximalt utlakad halt (mg/kg) används dock Kappa-värdet separat, vilket innebär att påverkan på gränser satta för utlakad mängd inte blir linjärt beroende av produkten $Kappa * Kd$.

I rapporten redovisas kriterier för maximalt utlakad mängd vid $L/S=2$ och $L/S=10$ för metaller och flera organiska ämnen. I rapporten gjordes bedömningen att dessa värden är användbara för konstruktioner som maximalt är 100 gånger 100 meter, har en mäktighet på maximalt 1 meter och ligger minst 100 meter från en grundvattenbrunn. Vidare rekommenderades att anläggningen skulle ha en yta som var mindre än 1 % av ytan för ett avrinningsområde eller ett samhälle. För större eller mäktigare anläggningar kan kraven uppfyllas om en motsvarande reduktion av infiltrationen görs. Alternativt görs en specifik ansökan för en sådan anläggning.

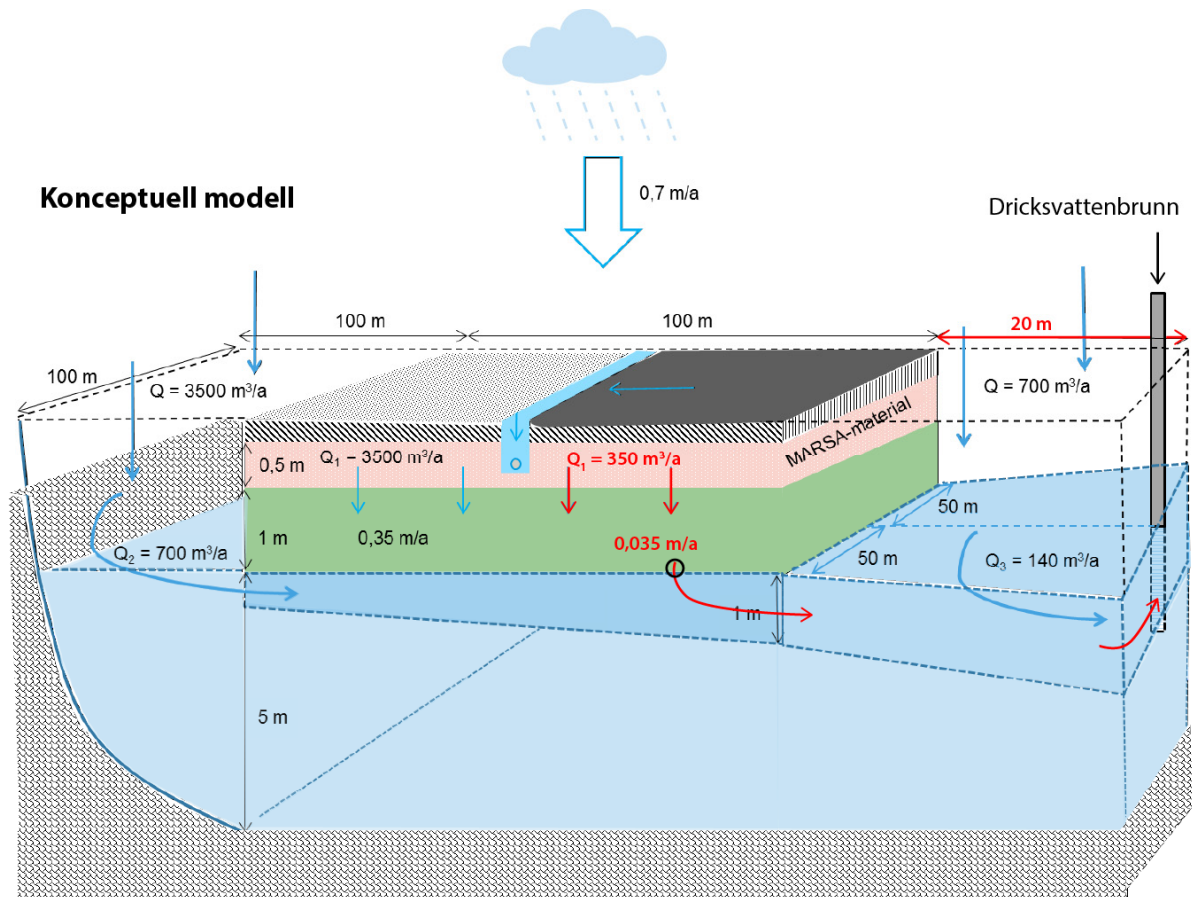
De riktvärden som angavs för halter i fastfas byggde på förslag från danska Miljøstyrelsen avseende skydd av människors hälsa och markmiljön. I projektet gjordes också en utvärdering av förhållandet mellan fastfashalter och lakbara halter. I analysen användes data från Danmark, Sverige och Belgien. Analysen visade att för en stor mängd ämnen gick det att bestämma gränser för fastfashalter som säkerställde att utlakningen inte skulle överskrida de kriterier som tagits fram för lakning.

Den metodik som använts för lätt förorenad jord har också använts för återvinning av asfalt (Miljøstyrelsen, 2015) samt av betong och tegel (Miljøstyrelsen, 2018). I dessa utredningar gjordes flertalet materialspecifika bedömningar av lakbarhet (Kappa-värden). Spridningsberäkningarna genomfördes med den numeriska modellen MIKE-SHE.

3.4 Finland

I Stadsrådets förordning om återvinning av vissa avfall i markbyggnad (Finlex, 2017) anges den högsta tillåtna utlakningen av skadliga ämnen i avfall som återvinns i markbyggnadsprojekt. Krav finns också på maximal mäktighet av avfallsskikten. Maximal tillåten lakning anges för metaller, klorid, fluorid och sulfat. Vidare beräknas även maximalt tillåten halt av vissa organiska ämnen, såsom bensen, toluen, etylbensen, xylén, naftalen, PAH, PCB, oljekolväten och fenol. Förordningen kan tillämpas på vissa specifika typer av avfall, till exempel betong, flyg- och bottenaska från förbränning av kol, torv eller trä, tegel, asfalt, slagg från avfallsförbränning, gjutsand, däck samt avfall som avlägsnats från en konstruktion.

Den finländska miljömyndigheten (SYKE) har genomfört beräkningar av utlakningen från avfall som används för anläggningsändamål (Jussi Reinikainen, Pers komm). Dessa har sedan använts som underlag för att besluta om de kriterier som ska gälla för utlakning av ämnen från avfall som används i anläggningsändamål (MARA, 2016). Beräkningarna beskriver utläckaget från belagda och obelagda vägar, en större yta samt en bullervall som byggts upp av återvunnet avfall. I modellen beräknas maximal tillåten lakning av metaller, klorid, fluorid och sulfat. Vidare beräknas även maximalt tillåten utlakning av vissa organiska ämnen såsom bensen, toluen, etylbensen, xylén, naftalen och fenol. Den konceptuella modellen presenteras i figur 3-1.



Figur 3-1 Schematisk illustration av beräkningsmodell för ämnen i avfall MARA (Jussi Reinikainen, Pers komm) med svensk översättning.

I de scenarier som beaktats för vägar och ytor används avfall som ett obundet förstärkningslager med en mäktighet på 1,5 meter. I en vattenbalansmodell beräknas sedan hur mycket vatten som strömmar i eller runt konstruktionen som kommer i kontakt med avfallet och vilken uppblandning det blir med övrigt vatten. Vattnet som lämnar konstruktionen kan sedan strömma vidare i grundvattnet mot en brunn som antas ligga 20 meter från konstruktionen. Halterna i denna brunn ska inte överskrida dricksvattennormer. Vidare beaktas även potentiella effekter på en ytvattenrecipient.

I beräkningarna antas på samma sätt som i den danska modellen att halterna i lakvattnet avtar exponentiellt med mängden vatten som kommer i kontakt med avfallet. För att beräkna halten som kan uppkomma i en brunn används en analytisk lösning av advektions-dispersions-ekvationen. En iterativ metod används för att beräkna den maximala utlakade mängden från avfallet utan att dricksvattennormen överskrids i brunnen.

De slutliga värdena som anges i Stadsrådets förordning om återvinning av vissa avfall i markbyggnad (Finlex, 2017) avviker dock i flera fall från de värden som tagits fram med beräkningsmodellen.

Den finländska modellen använder en genomarbetad metod för att ange flöden genom olika delar av en konstruktion och den uppblandning som sker med annat vatten som bedöms vara användbar även för beräkning av utläckage från anläggningar med bergmaterial. Metoden med att beräkna spridningen till en brunn med en advektion-dispersionsmodell bedöms vara lämplig även för bedömning av bergmaterial, men att en annan analytisk lösning bedöms vara mer effektiv än den som valts av SYKE.

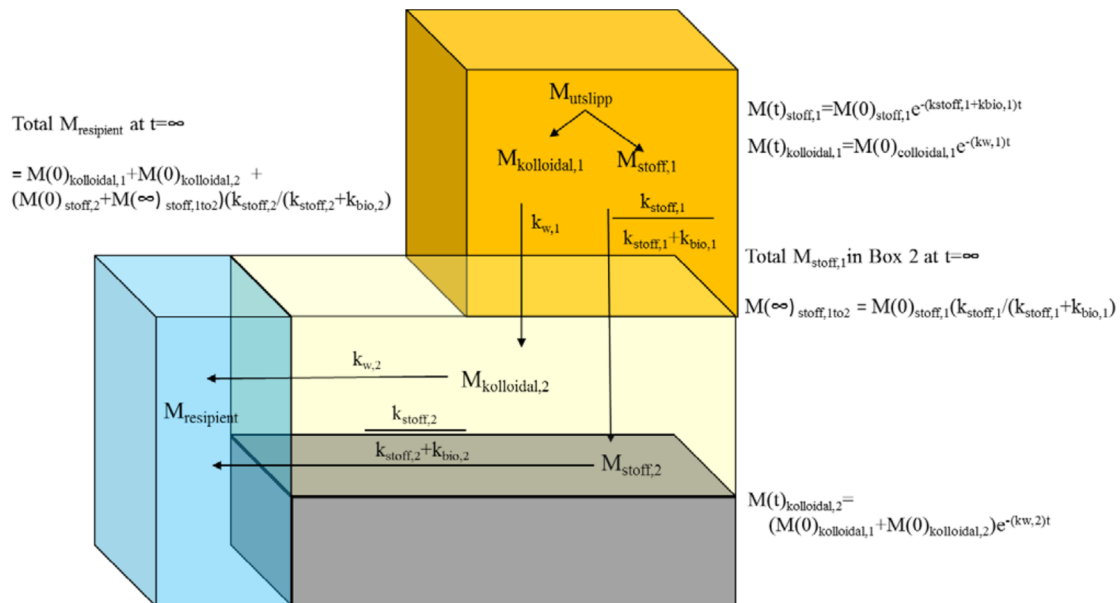
När det gäller bergmaterial har fokus i Finland främst varit förekomsten av arsenik i bergmaterial (Parviainen et al., 2015). Utredningar inom det EU-finansierade ASROCKS-projektet visade att mobilisering av naturligt förekommande arsenik i berggrunden kan vid produktion och användning av bergmaterial potentiellt påverka grundvatten, ytvatten och biota. Arsenik-koncentrationer överskred de regionala bakgrunds nivåerna i vissa prover på bergmaterial, men laktester visade på låga halter. Baserat på resultaten reviderades riskhanteringsverktygen och riktlinjer för bergmaterialindustrin har tagits fram i samarbete med myndigheter, företag och andra intressenter (ASROCK, 2014). Riktlinjerna omfattar råd för planering och undersökning av produktionsområden, provtagnings- och analysmetoder, jämförelser med bakgrundshalter samt åtgärder för att reducera risker vid produktion och användning av arsenikinnehållande bergmaterial.

3.5 Norge

Ingen specifik modell för bedömning av maximala halter eller utlakning i material eller återvunnet avfall i konstruktioner finns i Norge. Däremot har en modell tagits fram för beräkning av spridning från förorenad jord (NGI, 2021). Den har bland annat använts för att bland annat beräkna gränsvärden för lakning av sexvärt krom från återvunnen betong.

Metoden är indelad i tre nivåer där den första nivån innebär en jämförelse med generella riktvärden för spridning av föroreningar från en standardjord. Dessa är beräknade med en boxmodell (se figur 3-2). I den andra nivån görs en boxmodellering med platsspecifika data om platsen och den lokala hydrologin. Den tredje nivån innebär att man identifierar de kritiska parametrarna för utvärderingen och studerar dessa mer i detalj genom särskilda undersökningar eller genom att använda mer avancerade geokemiska eller hydrologiska modeller.

Den boxmodell som tagits fram finns tillgänglig i form av ett Excel-verktyg som tar hänsyn till en förorenad zon ovanför grundvattennivå som därmed inte är fullt vattenmättad. Föroreningar lösta i vattnet eller sorberade till kolloider antas spridas nedåt mot grundvattnet och kan där transporteras vidare till en recipient. För beräkningarna behövs parametrar som beskriver området (dimensioner, nederbörd och andel infiltration), jorden (halt organiskt material, densitet, porositet och vattenmättnadsgrad), hydrologiska parametrar (hydraulisk konduktivitet, gradient, akviferens dimensioner) samt parametrar som beskriver ytvattenrecipienten (volym och uppehållstid). Förutom dessa parametrar krävs data som beskriver föroreningarnas egenskaper, till exempel sorptionskoefficienter (K_d eller K_{oc}) och haltkriterier i ytvatten (PNEC). Vidare finns möjlighet att lägga in data som anger den andel av ämnet som förväntas förekomma i kolloidal form samt nedbrytningshastighet. I samtliga fall finns standardvärden för parametrarna.



Figur 3-2 Matematiskt underlag till boxmodell för beräkning av spridning från förorenad jord (NGI, 2021).

Vidare ansätts halterna av förorening i porvattnet, den omättade jorden, i grundvattnet och mättade jorden samt i recipienten. Modellen gör sedan en prognos på hur halterna i de olika medierna förändras med tiden samt hur halterna förhåller sig till de riktvärden som angetts för grundvatten respektive ytvatten.

Den norska modellen beräknar relativt enkelt påverkan i djupare jord och grundvatten av förorening som ligger ytligt. En boxmodell är dock relativt oflexibel när det gäller att beskriva komplexa geometrier. Det förefaller också att en del av de standardvärden på ämnesdata som används i den norska modellen avviker från de värden som normalt används i Sverige, exempelvis K_d -värden i jord och haltkriterier i ytvatten. Transporten av kolloider är även mycket förenklad och antar att det inte sker någon fördröjning av den kolloidala transporten i jorden.

3.6 Slutsatser

De modeller som utvecklats i Norden för att ta fram riktvärden och bedömningsgrunder för användning av olika material i konstruktioner har i huvudsak fokuserat på att ta fram kriterier för lakbara halter. Fokus för dessa har varit att skydda grundvatten. I betydligt mindre utsträckning har man beaktat skydd av ytvattenrecipienter eller tagit hänsyn till direkta hälso- och miljöeffekter av det använda materialet. I Danmark har kriterier för fastfashalter hämtats från arbetet med förorenade mark men utan specifika modifikationer för användningen i anläggningar. Det har däremot gjorts i Sverige för vissa speciella tillämpningar och material, såsom träaska i vägar och bottenaska i vägar på deponier, men bedömningsgrunder har även tagits fram för en mer generell användning. Dock är metodiken och indata osäkra och de bedömningsgrunder för fastfas som tagits fram är ofta väsentligt högre än värden som används för bedömning av risker med förorenad mark. Detta har sannolikt bidragit till att dessa värden fått en begränsad användning.

Relativt få studier är helt inriktade på bergmaterial. EU-projektet ASROCKS i Finland innehåller dock uppslag om aspekter rörande bergmaterial med förhöjda halter arsenik.

Utifrån resultaten från de nordiska studier som presenteras ovan kan det dras slutsatser om att förslaget på beräknade riktvärden för bergmaterial bör ta hänsyn till påverkan av

människors hälsa (avseende fastfashalter), markmiljön, grundvatten samt ytvatten (avseende lakbara halter). Grunderna för TAC-modellen anses lämpliga för beräkning av riktvärden avseende lakbara halter.

4 Konceptuell modell

4.1 Syfte och avgränsningar

Den konceptuella modellen avser att beskriva den hantering och de processer som är relevanta för bedömning av bergmaterial i typiska anläggningsändamål. Antagandena är anpassade för att beskriva dimensionerande processer som kan leda till utläckage av förorenande ämnen med potentiella effekter för människors hälsa eller miljön.

Flertalet av de effekter som kan uppkomma är storskaliga och beror inte av egenskaperna av enskilda leveranser av bergmaterial eller enskilda anläggningar (vägar, belagda planer mm). Den konceptuella modellen är därför inte anpassad till att motsvara ett värsta fall, utan är inriktad på begränsningar som kan uppkomma när bergmaterial används i en större skala. De antaganden som görs ska dock inte underskatta de risker som eventuellt skulle kunna uppkomma vid enskilda anläggningar.

Modellen är framtagen för bergmaterial som utvinns ur bergtäkter och från så kallat entreprenadberg. Antaganden och modeller är inte anpassade till mer problematiska typer av bergmaterial såsom sulfidhaltiga bergarter eller skiffrar.

Den konceptuella modellen täcker följande aspekter som beskrivs i detta avsnitt.

Tidsaspekter	- Anläggningens faser: byggande, drift, underhåll och avveckling - Exponering av arbetare (40 år) och närboende (70 år)
Bergmaterial	- Typer av bergmaterial som är aktuella för anläggningsbyggande - Bearbetning av bergmaterial
Ämnen	Urval av ämnen baseras på Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall för lakning (2010), Remiss för hälso- och miljöbedömningar (2024) och bergmaterialtestet (2022)
Anläggningskonstruktioner	Typiska konstruktioner och material i dessa
Processer för utlakning	Geokemisk beskrivning av bergmaterialet, utläckage från bergarter och utlakning från storleksfraktion
Skyddsobjekt	Människors hälsa för närboende och arbetare, markmiljö, grundvatten och ytvatten
Spridningsvägar	Spridning med infiltrerande vatten, spridning med damm, spridning med ångor och upptag i växter
Exponeringsvägar	Exponering av människor: direkt oralt intag, hudkontakt, inandning av damm, inandning av ångor, intag av växter och konsumtion av dricksvatten.
Avgränsningar	- Marginaler för att skydda mot förväntade klimatförändringar - Beaktar inte större olyckor, extremväder eller konsekvenser kopplat till detta.

4.2 Tidsaspekter

De anläggningar som konstrueras med bergmaterial har ofta en lång livslängd. Efter konstruktionen sker ett visst underhåll av ytskikt samt av installationer som finns i anläggningen. Själva anläggningen kräver normalt mycket lite underhåll. Anläggningens livslängd är ofta begränsad av det behov som finns av anläggningen, exempelvis omläggning av vägar för en annan markanvändning av de aktuella ytorna eller andra omläggningar på grund av ledningsdragningar, byggande av underfarter eller ändrad markanvändning.

Den konceptuella modellen avser att ta hänsyn till alla faser av en anläggnings livslängd, byggande, drift, underhåll och avveckling. Exponering av arbetare antas ske under hela arbetslivet, cirka 40 år. Exponering av närboende antas ske under 70 år antaget att de närboende flyttar till området som barn och bor på platsen under resterande livstid.

4.3 Bergmaterial

Brytning av bergmaterial till byggnation och anläggningsarbeten sker idag huvudsakligen i bergtäkter i Sverige. De geologiska förutsättningarna och bergkvaliteten kan variera mellan olika bergtäkter beroende på variationer i berggrundsgeologin lokalt och regionalt. Stora infrastrukturprojekt och annan byggverksamhet kan också generera stora mängder berg, så kallat entreprenadberg, vilket kan lagras vid terminaler om det inte används direkt på plats. Vid terminaler för lagring och bearbetning kan berget bearbetas vidare och används till ballastprodukter. Användningsområdet beror på teknisk kvalitet på bergmaterialet som varierar beroende på bergets ursprung.

I bergtäkter sker huvudsakligen framtagning av produkter för användning som ballast till betong, ballast till asfalt, banverksmakadam samt ballast för olika obundna applikationer. Efter losshållning genom sprängning, bearbetas (genom krossning och siktning) det losshållna materialet i olika steg beroende på vad det är för produkt som ska produceras. I vissa fall krossas materialet endast en gång för att producera en grövre produkt, så som krossad sprängsten för fyllningsändamål eller 0/150 för användning i en vägkonstruktions förstärkningslager. Två- och trestegskrossning krävs vanligtvis för produktion av finkornigare fraktioner. Sortering av materialet förekommer vanligtvis efter varje krossteg, dels för att skapa en slutprodukt med önskad kornstorleksfördelning, dels för att fördela materialet till olika efterföljande krossteg. Kornform är en kvalitetsparameter som framför allt är viktig för asfaltballast. Ju fler krossteg, desto fördelaktigare kornform erhålls. Fördelaktigare kornform erhålls också ju mindre skillnaden är på inmatad maximal stenstorlek och utgående maximal stenstorlek.

Utfallet vid krossning bestäms av vilken typ av krossanläggning som används, inställningar och hur krossen matas. Även geologi, samt hur losshållning sker spelar en stor roll för vilket bergmaterial som produceras. Antalet variabler är därmed stort för varje producerat bergmaterial. Detta beroende på kombinationen av krossar och siktar samt hur material transporteras till olika bearbetningssteg, något som är unikt för varje täkt och krossanläggning. Krossanläggningen för den specifika täkten anpassas så att man erhåller en bearbetning av stenen som ger en optimal kombination av produkter som efterfrågas med så lite restmaterial som möjligt. Vid varje krossteg kommer det dock skapas finmaterial. Innehåll av grundämnen i finmaterialet varierar till viss del beroende på efter vilket krossteg finmaterialet uppkommer. Efter första krossteget kan det förekomma en ansamling av mer lättfragmenterade partiklar härrörande från både sprängning och krossning. Dessa lättfragmenterade partiklar kan ha tekniska och kemiska egenskaper som inte är önskvärda, varför det ofta förekommer "avmullning" där en del av det finare materialet avskiljs från fortsatt bearbetning eller att förhindra att det ingår i en slutprodukt.

Beroende på ursprunget kan bergets kvalitet och miljöpåverkan variera, vilket bergmaterialproducenterna tar hänsyn till bland annat vid typprovning och miljöbedömning där det efterfrågas eller krävs. I upphandling av anläggningsprojekt framgår kravställningen på materialet och konstruktionen i den Tekniska beskrivningen (TB). I den tekniska beskrivningen finns hänvisningar till AMA Anläggning. För Trafikverksvägar eller kommunala vägar hänvisas det till Trafikverkets kravställning TDOK 2014:0530 (Trafikverket 2017). Här framgår specifik kravställning på beskrivande materialegenskaper ur teknisk synvinkel. Dessutom framgår att

inköpta material ska vara deklarerade (se avsnitt 9). I samband med deklarereringen av materialen sker en typprovning.

4.3.1 Bergmaterialtestet

I Nordens största bergmaterialtest (Zide, 2022) provtogs de deltagande organisationernas bergmaterial utifrån Naturvårdsverkets och SGFs vägledning om representativ provtagning (Naturvårdsverket, 2023c; SGF, 2013). Varje prov bestod av 10 kg material i makadamformat, ca 10-20 mm, som skickades till ALS Scandinavias laboratorium där materialet homogeniserades, torkades, krossades, maldes och siktades i enlighet med teststandarder och laboratoriets rutiner.

De deltagande organisationerna fick själva avgöra i vilken täkt och från vilket bergmaterial som proverna uttogs. De deltagande organisationerna uppmanades att använda representativa bergmaterial. Ingen hänsyn till bergart gjordes centralt från projektet vid uttagande av prov. Med ett stort antal prover så antas det totala urvalet att vara representativt för typiska bergmaterial i Sverige och Norge.

4.4 Ämnen

Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall innehåller haltnivåer för lakning gällande arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel, zink, klorid och sulfat (Naturvårdsverket, 2010). I remissen för hälso- och miljöbedömningar presenteras riktvärden för utlakning gällande antimon, barium, molybden, kväve och fluorid samt PFAS (Naturvårdsverket, 2024). I bergmaterialtestet utvärderades utlakningen av 26 grundämnen samt sulfat, fosfat och löst organiskt kol (DOC) (Zide, 2022).

Förslag till branschgemensamma riktvärden för bergmaterial är framtagna för de ämnen som presenteras i tabell 4-1. Urvalet överensstämmer med de ämnen som utvärderats av Naturvårdsverket, med skillnaden att vanadin och selen tagits med men inte klorid, sulfat, fluorid och nitrat. Vid förekomst av andra miljöpåverkande ämnen än de som redovisas i tabellen bör platsspecifika riktvärden beräknas med denna miljöriskmodell, alternativt så kan Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM eller MKM användas som jämförelsehalter.

Tabell 4-1 Ämnen och ämnesgrupper för vilka branschgemensamma riktvärden för bergmaterial har beräknats.

Metaller	Beteckning
Antimon	Sb
Arsenik	As
Barium	Ba
Bly	Pb
Kadmium	Cd
Kobolt	Co
Koppar	Cu
Krom tot	Cr
Kvicksilver	Hg
Molybden	Mo
Nickel	Ni
Selen	Se
Vanadin	V
Zink	Zn

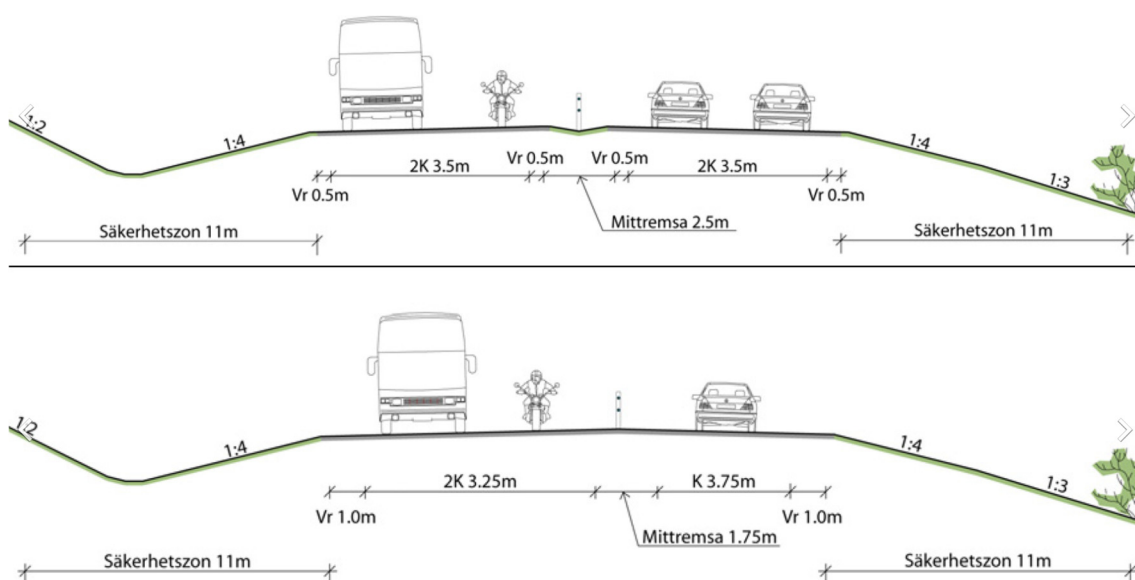
Framtagning av riktvärden för lakning av klorid, sulfat, fluorid och nitrat från bergmaterial har legat utanför syftet med det befintliga projektet, men riktvärden för lakning av mobila ämnen, framför allt fluorid bör utvärderas vidare. Ett av 41 prov på bergmaterial uppvisar i kolonnförsök en utlakning av klorid vid $L/S=10$ som överstiger Naturvårdsverkets förslag (2024) på generellt riktvärde. Likaså är det ett av 41 prov där utlakningen av sulfat överstiger Naturvårdsverkets förslag på generellt riktvärde. För fluorid överstiger samtliga prover utom ett Naturvårdsverkets förslag på riktvärde för halt i eluat vid $L/S=0,1$ och det är 31 av 41 prover där utlakad mängd i kolonnförsök vid $L/S=10$ överstiger förslaget på riktvärde.

Den modell som Naturvårdsverket använt för beräkning av riktvärdena antar en mycket liten uppblandning av lakvatten från en anläggning innan den når en brunn, endast cirka 1,2 gånger. Således antas människor dricka vatten som kommer från anläggningen, mer eller mindre outspädd. I kombination med en snabbutlakning och ingen eller liten fastläggning i marken innebär det att riskerna med utlakning av lättlösliga föreningar överskattas.

Ett ämne som kan förekomma i förhöjda halter och uppvisa en viss lakbarhet är uran. Uran räknas som ett särskilt förorenande ämne och Hav- och vattenmyndigheten har satt som bedömningsgrund ett årsmedelvärde på $0,17 \mu\text{g/l}$. Detta värde överskrids i många naturliga ytvatten och ett arbete pågår för närvarande med en översyn och uppdatering av det vetenskapliga underlaget för värdet. Då det råder osäkerheter vad gäller haltkriterier för uran och att arbete pågår i frågan är inga riktvärden framtagna för ämnet.

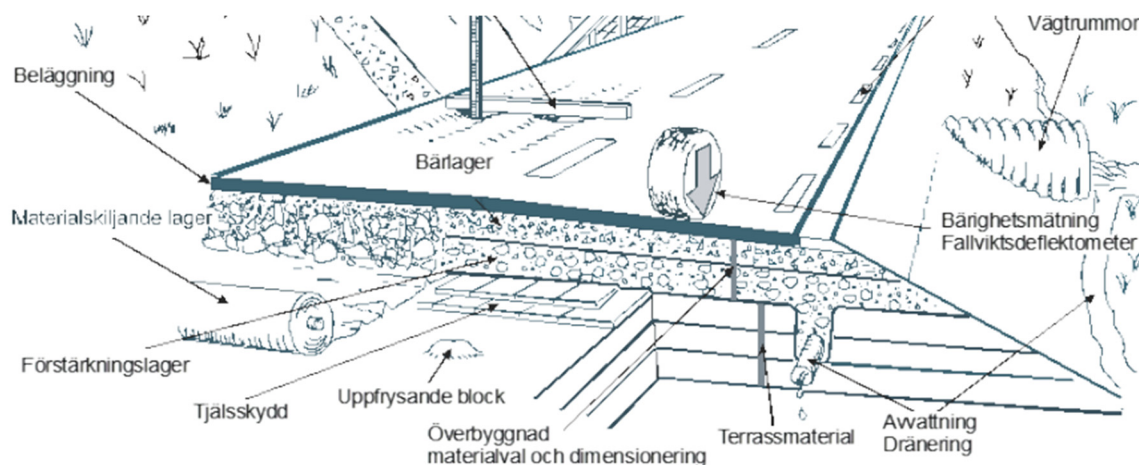
4.5 Anläggningskonstruktioner

Inom projektet har en genomgång gjorts av olika standarder och normer för olika typer anläggningar. För vägar har Trafikverket tagit fram olika typkonstruktioner. I figur 4-1 redovisas exempel på bredd på olika delar av en vägsektion. En 4-fältsväg har en bredd på 18,5 meter och en motorväg en bredd på 21,5 till 26,5 meter. En 2+1 väg har en bredd på 14 meter och en 1+1 väg en bredd på 9 meter (Trafikverket, 2024).



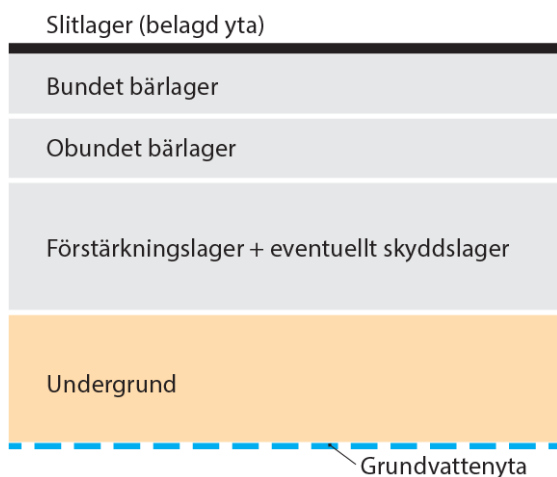
Figur 4-1 Exempel på bredd på olika delar av en vägsektion. Övre bilden 4-fältsväg nedre bilden 2+1 väg (Trafikverket, 2021).

I figur 4-2 redovisas en principskiss av en väg. Vägkroppen består överst av ett slitlager, därefter ett bundet och ett obundet bärlager ovan på ett förstärkningslager. I vägen ingår också flera andra delar såsom materialavskiljande lager, tjälskydd och dränering.



Figur 4-2 Principskiss av en väg (Trafikverket, 2023).

Terrassytan utgör gränsen mellan överbyggnaden och undergrunden, alternativt endast underbyggnaden. Benämningen undergrund används i skärningar och underbyggnad om den utgörs av bankfyllning. Den principiella uppbyggnaden av överbyggnaden visas i figur 4-3.



Figur 4-3 Benämning på de olika lagren i en väg.

Det obundna bärlagret består oftast av sorteringen 0/32 och har alltid en tjocklek på 80 mm. Förstärkningslagret kan bestå av sorteringen 0/90 alternativt 0/150 där tjockleken varierar beroende av hur vägen ska dimensioneras beroende på trafikmängd, terrassmaterial och behov av tjälskydd. En högtrafikerad väg i Malmö kan ha ett förstärkningslager på 700 mm medan en högtrafikerad väg i Göteborg kan ha ett förstärkningslager på 800 mm. Förstärkningslagret för en lågtrafikerad väg i Småland kan ha en tjocklek på 420 mm medan en medeltrafikerad väg i Västerbotten kan ha en tjocklek på 1500 mm. En lågtrafikerad grusväg i Dalarna (klimatzon 2) består av 50 mm grusslitlager, 100 mm obundet bärlager och 400–550 mm förstärkningslager beroende på materialet i undergrunden (Trafikverket, 2023).

Merparten av alla vägar är försedda med ett dräneringssystem som består av diken eller dräneringsledningar som kombineras med mottagande dagvattenledningar och diken. Detta görs för att förhindra höga vattenhalter i vägens överbyggnad vilket kan förkorta vägens livslängd. Huvuddelen av dagvatten från vägar och anläggningar leds via diken till en ytvattenrecipient utan föregående behandling. Vid större vägar kan det finnas dagvattendammar där rening sker genom sedimentation.

Dränering av vägen ska utformas så att överbyggnaden helt dräneras. När dräneringsledningar placeras i vägar ska överkanten på dräneringsröret vara minst 1 meter under markytan och vattengången minst 0,3 meter under terrassen. Dikesbottnar ska ligga minst 0,3 meter under terrassytan.

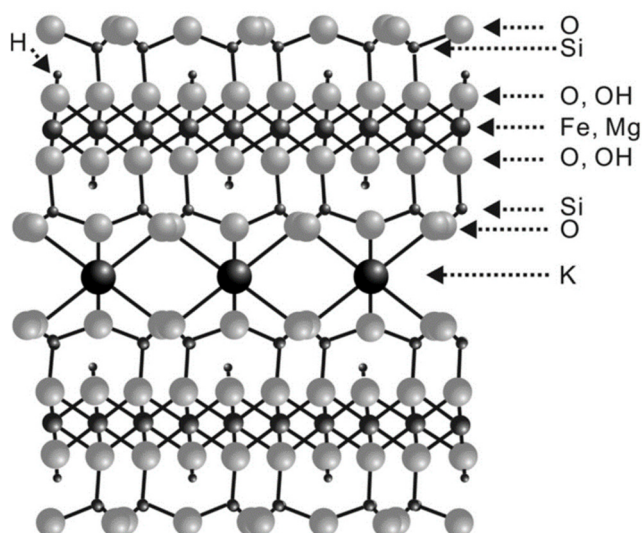
Vid framtagning av förslag på branschspecifika riktvärden har fyra typer av anläggningar antagits, vilka är en smal väg, en bred väg, en asfalterad kvadratisk yta och en grusad kvadratisk yta, se fler detaljer i avsnitt 6.2.

4.6 Processer för utlakning

4.6.1 Geokemisk beskrivning av bergmaterial

Bergmaterial består av olika bergarter som i sin tur består av ett eller flera mineral. Ett mineral definieras av sin kemiska sammansättning, dvs vilka grundämnen det består av (exempelvis järn, kisel och aluminium men i vissa fall även tungmetaller som bly, koppar och zink), samt hur dessa ämnen binder till varandra i mineralstrukturen. Det finns mineral som består av ett enda grundämne, till exempel grafit och diamant, vanligast är dock att mineral består av flera grundämnen som binder till varandra i givna proportioner mellan grundämnena. Ett mineral definieras även av sin kristallstruktur, dvs. atomernas tredimensionella geometriska struktur, vilken är specifik för respektive mineral.

Silikatmineral är den största och viktigaste gruppen av bergartsbildande mineral som utgör upp emot en tredjedel av alla kända mineral. Silikater består av ett skelett av silikattetraedrar (SiO_4) till vilka metalljoner kan binda, både med elektrostatiske interaktioner och som inkorporerade i mineralstrukturen (figur 4-4). Vid elektrostatiske interaktioner kan katjoner binda till mineralstrukturen. Då dessa bindningsställen oftast ligger vid silikattetraedrarnas utsida kan större joner binda vid dessa. För att en jon ska binda inne i silikattetraedrar krävs att jonen är mindre än silikattetraedrarnas volym. I exemplet biotit i figuren nedan binder kalium till silikattetraedrarna via elektrostatisk interaktion. Detta sker oftast vid ett plan av silikattetraedrar som bildar en negativ yta som kalium kan binda till. Ämnen som kan binda inne i silikattetraedrarna är till exempel järn eller magnesium, men även andra metaller har påträffats i silikattetraedrarna.



Figur 4-4 *Mineralet biotit är ett så kallat skikt-silikat, där silikattetraedrar bildar skikt med en negativ laddning. Mellan skikten finns plats för katjoner som binder till silikattetraedrar med elektrostatisk interaktion. Inne i silikattetraedrarna kan även mindre metalljoner binda till mineralet.*

Strukturen på silikatskelettet varierar mellan olika mineral och därför finns det en mängd olika typer av positioner där atomer i grundstrukturen kan substitueras mot andra grundämnen. De metaller som finns i låga halter i mineral är ofta mindre vanliga grundämnen som bytt plats med mer vanliga grundämnen, så som kisel, magnesium, natrium etc.

Många metaller som är av intresse för bedömning av risker för hälsa och miljö kan även bilda egna mineral, till exempel silikatmineral, men också andra föreningar som oxider, sulfider, sulfater och halogenider förekommer.

Arsenik som kan vara en väsentlig förorening i vissa bergmaterial binder starkt till svavel och bildar sulfider eller arsenider, såsom arsenikkis (FeAsS). Låga halter arsenik förekommer i många bergarter. I bergartsbildande mineral kan arsenik ersätta järn och aluminium och därför förekommer spår av arsenik i vanliga silikater såsom fältspat (SGU, 2024b). Arsenik kan även finnas adsorberat till järnhydroxider. Höga arsenikhalter kan förekomma i vulkaniska bergarter och skiffrar samt i sulfidmineraliseringar i Västerbotten, Lappland, Jämtland, Mälardalen och Dalarna.

4.6.2 Utläckage från bergarter och mineral

De flera olika sätt som metaller och halvmetaller binder till mineralstrukturen innebär att det är stora skillnader i ämnens lakbarhet och hastigheten på lakningen. I de fall ämnet sitter bundet i ett minerals kristallstruktur kan lakningen vara mycket begränsad, medan om metallen sitter absorberad på mineralet kan lakningen vara betydligt större. Metallmineral förekommer med både låg och hög lakbarhet. Generellt gäller att utlakningsprocessen är mer komplicerad än den som sker från en jord och som antas i Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad jord.

Oavsett hur en metall är bunden i ett bergmaterial så är lakbarheten i de flesta fall beroende av partikelstorleken, vilket resulterar i att den lakbara halten är högre från mindre partiklar, beroende på att dessa har en större yta per viktenhet jämfört med större partiklar. Det är därför viktigt att det bergmaterial som ska användas i anläggningen är det material som testas i lakförsöken.

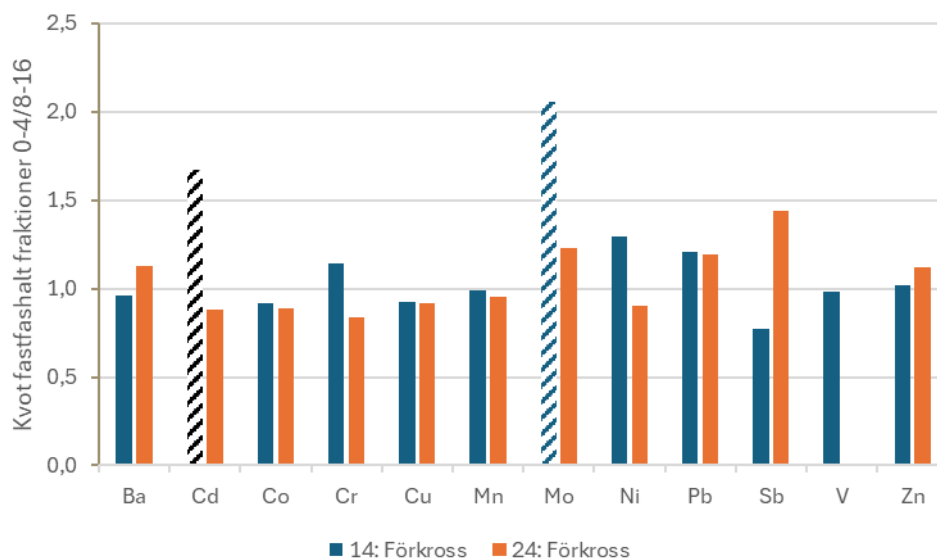
4.6.3 Utlakning från storleksfraktioner

Inom projektet har undersökningar gjorts av fastfashalter och lakbarhet hos olika fraktioner från två av Skanskas bergtäkter samt prover från fem bergtäkter som undersökts i det bergmaterialtest som anordnats av Massbalans AB (Zide, 2022).

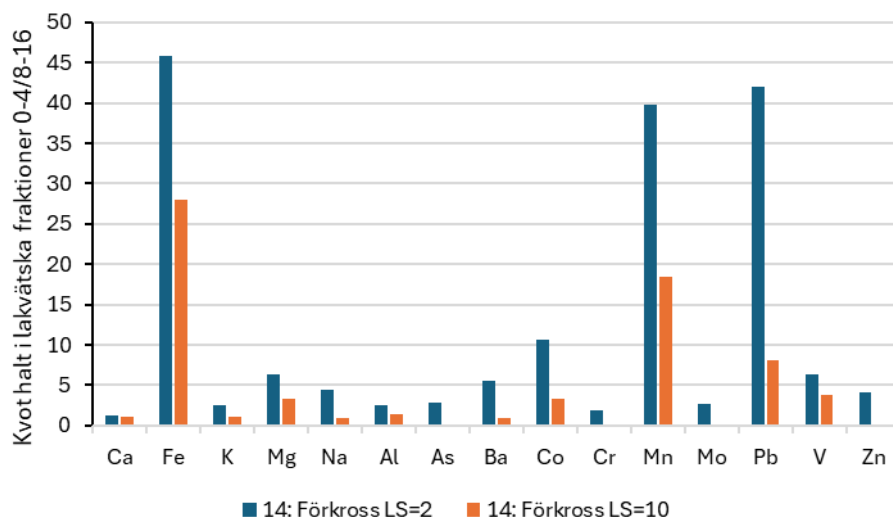
Från Skanskas bergtäkter testades material i fraktionerna 0–4 mm, respektive 8–16 mm. Proverna visade på små skillnader i fastfashalt mellan 0–4 materialet och 8–16 materialet, se figur 4-5. Resultaten från lakförsöken visade på en väsentligt större lakning från fraktionen 0–4 än från 8–16 för järn, kobolt, mangan och bly, se figur 4-6. Järn analyseras då flertalet ämnen bildar starkt till järnföreningar. Speciellt var skillnaden stor (ca 45 gånger) för utlakningen vid L/S=2.

Baserat på siktanalyser gjorde bedömningen att den specifika ytan för fraktionen 0-4 mm var ca 60 gånger större än för fraktionen 8-16. Siktanalysen för fraktionen 8-16 visade på en mycket liten förekomst av den allra finaste fraktionen (<0,063 mm) som dock stod för en mycket stor andel av den specifika ytan, en liten osäkerhet i bestämningen av andelen i finfraktion innebär därför en stor osäkerhet i den specifika ytan.

De kolonntester som utfördes visade på en snabb utlakning i det första laksteget (L/S=0 till 0,2). Den totala mängden som lakade ut under detta laksteg var dock liten.



Figur 4-5 Kvot fastfashalt i fraktion 0–4 och halt i fraktion 8–16 från två olika bergtäkter.



Figur 4-6 Kvot halt i lakvätska från fraktion 0–4 och fraktion 8–16 för $L/S=2$ och $L/S=10$ från en bergtäkt i bergmaterialtestet.

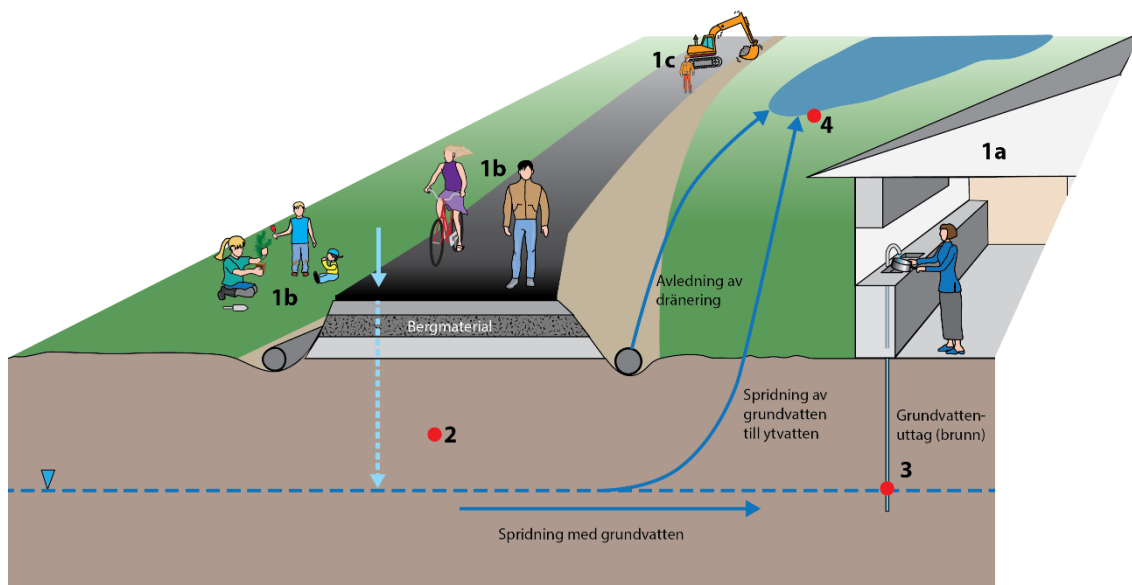
I undersökningen av de fem proverna från bergmaterialtestet jämfördes resultatet av skaktester på 0–4 mm otvättat material och 8–16 mm tvättat material (Zide, 2022). Även i detta fall visade fraktionen 0–4 mm högre utlakning än fraktionen 8–16 mm för arsenik, järn, mangan och bly, men att det var relativt stor skillnad mellan proverna från de olika bergtäkterna.

Den stora skillnaden i lakningen från olika storleksfraktioner som ses för vissa ämnen i den kompletterande undersökningen påverkar inte de kriterier som inom projektet tas fram för lakningen, men visar att det vid karakteriseringen av bergmaterialet är viktigt att analyser genomförs på ett representativt bergmaterial.

Utifrån de tester som vi gjort så kan inte någon generell slutsats dras om storleksfraktionens betydelse för utlakning av olika ämnen. Fraktionens betydelse har visat sig vara av stor betydelse i andra forskningsprojekt (Miskovsky et al., 2022) så det finns anledning att denna fråga tas upp i kommande utvecklingsprojekt.

4.7 Skyddsobjekt

En generaliserad bild av anläggningarna och de identifierade skyddsobjekten visas i figur 4-7. Kontrollpunkterna, där den uppskattade exponeringen av ett skyddsobjekt jämförs med skyddskriterier för objektet, visas med siffror i figuren nedan.



Figur 4-7 Generell bild över anläggningen och skyddsobjekten.

Skyddsobjekten som beaktas beskrivs i respektive underavsnitt nedan.

4.7.1 Hälsa

Olika grupper av människor kan bli exponerade för bergmaterial som används i anläggningar. De identifierade grupperna är:

- Boende i närheten av anläggningen (punkt 1a i figur 4-7). De boende exponeras under anläggningens drift, men även under perioder då bergmaterialet blottläggs, exempelvis under konstruktionstiden, reparation och underhåll samt rivning. Perioder av underhåll/reparation kan ha olika frekvens för olika typer av anläggningar. Ett exempel är stadsgator, där uppgrävning på grund av ledningsarbete sker oftare än vid landsvägar. Exponeringen vid konstruktion, reparation och underhåll och rivning är betydligt högre än vid anläggningens drift.
- Användarna av anläggningen (punkt 1b i figur 4-7), exempelvis gående/cyklande på vägar. Denna grupp inkluderar även människor som vistas i närheten av vägen av andra anledningar, exempelvis barn som lekar eller vuxna som arbetar i trädgårdar i närheten av cykelvägar. Då denna exponering inte bedöms vara dimensionerande beräknas inte riktvärden specifikt för denna grupp av människor.
- Arbetare som genomför konstruktionsarbete exempelvis, ledningsarbete, konstruktion, reparation och rivning av anläggningen (punkt 1c i figur 4-7). Arbetare kan exponeras för bergmaterial i flera olika konstruktions/underhållsprojekt. Exponeringsrisker bör därför utgå från total arbetstid för sådant arbete och inte utifrån tiden för enskilda projekt.

Bedömning av hälsorisker för närboende görs för två åldersgrupper, vilka är barn (0–6 år) och vuxna (7–70 år).

4.7.2 Markmiljö

Enligt Naturvårdsverket remiss till vägledning rörande återvinning av avfall i anläggningsändamål (Naturvårdsverket, 2024) finns det i många fall inget behov av markmiljöskydd i anläggningar eftersom det av andra orsaker är dåliga förutsättningar för att bevara en markmiljö. Detta gäller exempelvis för användning av bergmaterial där fuktförhållandena och låga

innehållet av organiskt material innebär betydande begränsningar för marklevande organismer. En förutsättning är att omgivningen inte kan påverkas negativt av ämnen som sprids från anläggningen.

Markmiljön under anläggningen (punkt 2 i figur 4-7) är ett skyddsobjekt eftersom eventuell rivning av en anläggning kommer att exponera underliggande mark och eventuella föroreningar i marken kan påverka markfunktioner och återskapande av en ny markmiljö, exempelvis ett grönt område vid avveckling av anläggningen.

Kraven på markfunktioner under en anläggning förutsätts vara låga. Marken kommer att ha legat under en anläggning under många år. Under konstruktionen antas marken ha störts, exempelvis genom kompaktering eller bortschaktning av organiska ytskikt och kommer därför inte förväntas ha samma funktioner som en oexploaterad mark. Därför antas att kraven på markmiljöskydd i områden med mindre känslig markanvändning (E_{MKM}). Skyddsnivån för MKM motsvarar ett skydd av 50% av marklevande arter. För att inte detta krav ska överskridas gäller att ämnen som lakar ut från anläggningen inte ska kunna ackumuleras i en underliggande jord i så hög grad att skyddsnivån för mindre känslig markanvändning överskrids.

4.7.3 Grundvatten

Grundvatten i närheten av anläggningen antas vara skyddsvärt, vilket tas hänsyn till genom att grundvattnet antas användas som dricksvattentäkt (punkt 3 i figur 4-7). Det är osannolikt att uttag av grundvatten kommer att ske i en brunn som ligger precis i kanten av en anläggningskonstruktion. Det är dock troligt att en brunn kan ligga i närheten av ett hus som ligger några tiotals meter från en väg.

Uttag från brunnar som ligger på varierande avstånd (1 meter, 10 meter, 20 meter och 100 meter) från konstruktionen har utvärderats. I de slutliga beräkningarna antas ett avstånd på 20 meter.

4.7.4 Ytvatten

Skydd för ytvatten (punkt 4 i figur 4-7) tas hänsyn till genom att anta att det vatten som kommer från konstruktionen transporteras via diken eller via grundvatten till en ytvattenrecipient. Under transporten i marken direkt under konstruktionen och i diken kan en viss fastläggning av föroreningar ske. Vidare antas att ytvattenrecipienten kan ta emot vatten som kommer från flera olika anläggningar och med kravet att den totala belastningen inte ska äventyra vattenkvaliteten i recipienten, se vidare avsnitt 5.2.2.

4.8 Spridningsvägar

De spridningsvägar som har identifierats beskrivs i respektive underavsnitt nedan.

4.8.1 Spridning med infiltrerande vatten

Föroreningar kan transporteras med vatten från infiltrerande nederbörd genom bergmaterialet. Infiltrationen kommer dock i många fall vara låg då bergmaterialet helt eller delvis ligger under en ytbeläggning, exempelvis asfalt, som hindrar infiltration för en stor andel av nederbörden att tränga in i anläggningen. Bergmaterialet kan även ligger under obelagda ytor såsom vägsläntar och bullervallar, där infiltration är högre och risken för den potentiella spridningen ökar därmed.

Infiltrerande vatten kan rinna genom konstruktionen till underliggande jord. Lösliga ämnen, till exempel metaller, kan då förorena underliggande jord i det fall fastläggningen är högre i jorden än i bergmaterialet.

Transport av föroreningar kan även ske till grundvatten i en akvifer med infiltrerande vatten. I akviferen späds det infiltrerande vatten som passerat bergmaterialmassorna ut i grundvattenflödet. I det fall föroreningar har transporterats till en grundvattenakvifer kan föroreningarna transporteras vidare till en brunn eller till en ytvattenrecipient.

Infiltrerande vatten kan även omhändertas via konstruktionens dränering samt vägdiken. Ingen fastläggning och retardation antas då ske innan dess att det infiltrerade vattnet kommer ut i diket. Vatten i ett vägdike kan omhändertas på olika sätt. Det kan bland annat avledas direkt till en ytvattenrecipient. Beräkningen av effekten på recipienten utgår från vilken belastning som anläggningen orsakar, se vidare avsnitt 5.2.2.

4.8.2 Spridning med damm

Under konstruktion, reparation, underhåll och rivning kan föroreningar spridas från bergmaterialet via damning. Damm kan spridas till närliggande områden, där bostäder och trädgårdar förekommer. Damm kan spridas även till inomhusmiljöer via ventilationen.

Damning från bergmaterial som ligger under ytbeläggning antas inte förekomma under drift utan endast vid konstruktion, reparation, underhåll och rivning.

4.8.3 Spridning av ångor

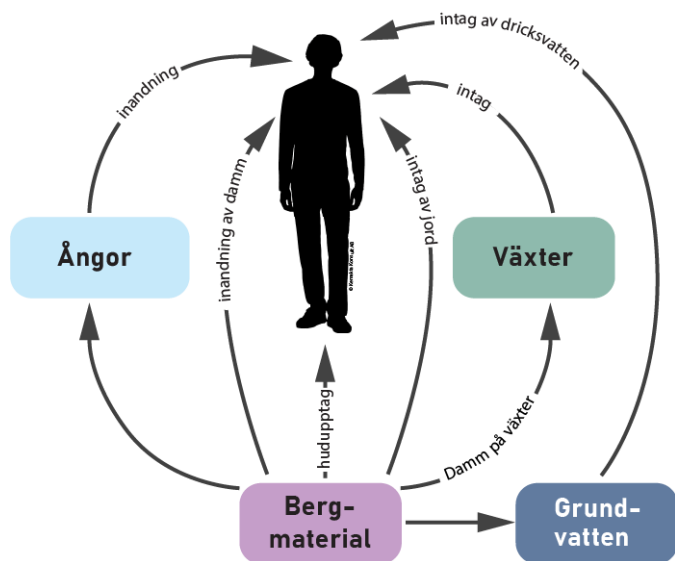
Spridning av ämnen via ångtransport är relevant för bedömning av risk för människors hälsa. Spridning via ångor kan ske både utomhus och till inomhusluft. Exponeringen är främst relevant för inomhusvistelse då luftomsättningen är god vid utomhusvistelse.

4.8.4 Upptag i växter

Inga växter för konsumtion antas växa direkt i anläggningar med bergmaterial. Dock kan växter som odlas i närheten av konstruktionen kontamineras genom nedfall av damm från bergmaterialet på växtytorna under perioder då bergmaterialet är frilagt.

4.9 Exponeringsvägar

De exponeringsvägar som identifierats för människor vid bedömning av risk för människors hälsa redovisas i figur 4-8. Exponeringsvägarna presenteras mer i detalj i respektive underavsnitt.



Figur 4-8 Identifierade exponeringsvägar vid bedömning av risk för människors hälsa.

4.9.1 Direkt oralt intag

Människor kan exponeras för föroreningar i bergmaterialet genom oralt intag av bergmaterialet eller vid intag av föda som exponerats av damm från bergmaterialet. Oralt intag sker huvudsakligen genom hand-mun aktivitet, exempelvis genom att dammiga eller jordiga händer stoppas i munnen, eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering kan ske både inomhus och utomhus. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos små barn på grund av deras "hand till mun" beteende. I modellen beräknas exponeringen via intag av jord utgående från det genomsnittliga dagliga intaget och antal dygn/tillfällen exponering sker.

4.9.2 Hudkontakt

Exponering för föroreningar genom hudkontakt uppkommer när förorenat bergmaterial fastnar på huden och föroreningar tas upp genom huden. Risken från exponeringen beror på den exponerade hudytan, mängden jord som fastnar på hudytan, upptaget av föroreningar genom huden, antal dygn eller tillfällen exponeringen sker samt ämnets förmåga att tas upp genom huden.

4.9.3 Inandning av damm

Vid damning av bergmaterialet kan människor exponeras vid inandning av damm. De parametrar som påverkar risk vid exponering av damm är halten partiklar i inandningsluften, andelen av inandningsbara partiklar (respirabel fraktion), halten i inandningsbara partiklar i förhållande till halt i jorden, inandningshastighet och exponeringstid av dammet.

4.9.4 Inandning av ångor

Inandning av ångor är endast en viktig exponeringsväg för flyktiga föroreningar, exempelvis kvicksilver. Flyktiga föroreningar kan avgå till porluften, och transporteras till omgivningsluften och tränga in i byggnader. Viktiga faktorer för bedömning av risk från inandning av ångor är diffusionshastigheten i materialet (som beror av porositet och vattenhalt), utspädningen som sker i inomhus- respektive utomhusluft samt exponeringstiden av ångorna.

4.9.5 Intag av växter

Exponering för föroreningar kan även ske via intag av växter som växer i bergmaterialet eller som blivit kontaminerade av damm från bergmaterialet. Då växten blivit exponerad för damm

kan ämnen tas upp via bladytorna. Det kan även finnas kvar dammpartiklar på växternas ytor. Växter antas dock inte växa i bergmaterialet och tar därför inte upp föroreningar genom rotupptag.

Kontaminering av växter med föroreningar i damm är inte ämnesspecifikt (till skillnad från rotupptag av föroreningar med jord). Kontaminering beror på mängden damm som fastnar på bladytorna. Därför har en förenklad modell använts för att uppskatta dammbelastning på växtytorna. Föroreningshalterna i växterna har beräknats genom att multiplicera dammbelastningen med föroreningshalten i bergmaterialet.

4.9.6 Konsumtion av dricksvatten

Exponering av människor från konsumtion av dricksvatten bedöms utifrån lakkriteriet för bergmaterialet och inte från fastfashalten i materialet. Det vatten som infiltrerar genom anläggningen antas blandas ut med annat vatten under transporten till dricksvattenbrunnen då ingen dricksvattenbrunn antas ligga i anläggningarna.

Risken för påverkan på grundvattnet är ofta en begränsande faktor för riktvärden för utlakning från massor som används i en anläggning. I den konceptuella modellen förutsätts att grundvatten i en jordbrunn ska ha en acceptabel kvalitet. Då anläggningarna inkluderar trafik på vägarna och planerna så antas inte det lämpligt att anlägga en dricksvattenbrunn i anläggningen. Då det är ovanligt att anlägga en jordbrunn precis i anslutning till en väg antas brunnen ligga 20 meter från anläggningen i standardfallet. Variationsfall har dock beräknats för riktvärden avseende lakning där brunnen är placerad 1 meter, 10 meter, respektive 100 meter från anläggningen (se avsnitt 7.1.1). För det fall en bergborrad brunn anläggs i närheten av vägen antas att den installeras enligt SGU:s vägledning och tätas mot direkt inträngning av jordgrundvatten (SGU, 2016).

4.10 Avgränsningar

De framtagna riktvärdena för bergmaterial grundar sig på de tänkta exponeringsvägar som presenteras ovan och tar inte hänsyn till exponering för bergmaterialet vid större olyckor, misstag eller extrema händelser på grund av klimatförändringar.

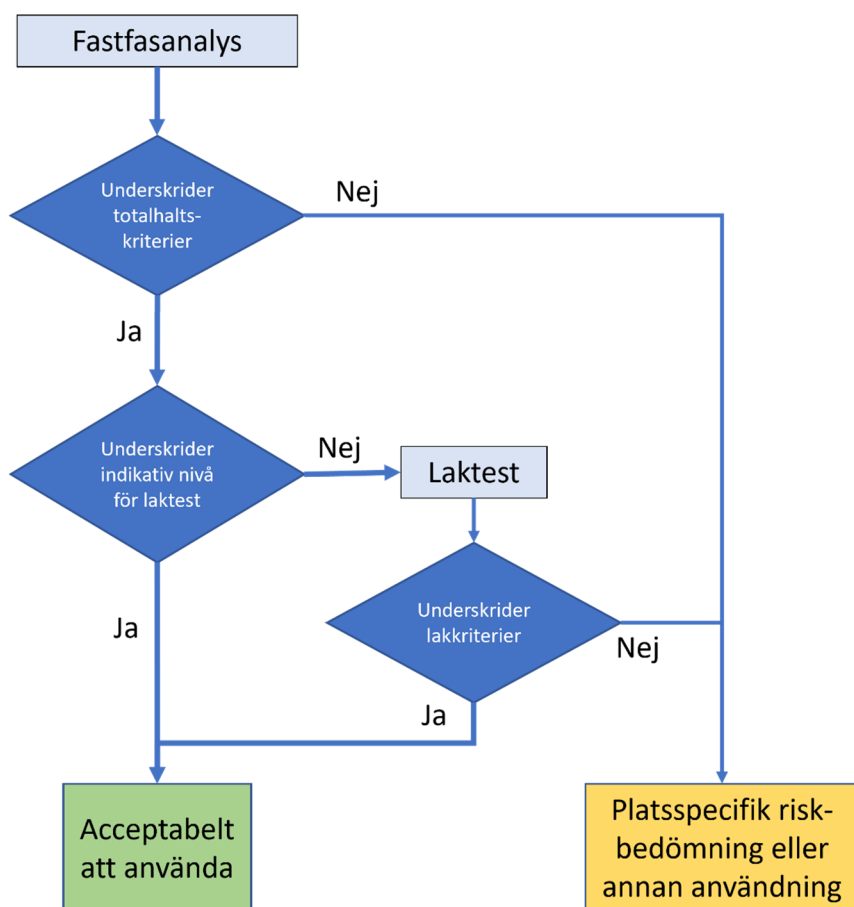
Klimatförändringarna medför en större risk för extrema skyfall, förändrade grundvattennivåer och kan påverka flödena och utbredning av närliggande ytvatten. Riktvärdena är beräknade med säkerhetsmarginal för att vara skyddande även om årsnederbörden kommer att öka, men de tar inte höjd för extrema händelser som kan förekomma.

Då en stor mängd vatten på kort tid kommer i kontakt med anläggningen kan det påverka den geotekniska stabiliteten och infiltrationen kan tillfälligt öka genom bergmaterialet. I det fall den geotekniska stabiliteten påverkas kan det i värsta fall innebära ras i anläggningen. Människor och miljö kan då exponeras för bergmaterialet via exponeringsvägar som inte ingår vid framtagning av riktvärdena. Ytvattendrag påverkas i det fall raset sker ner mot en bäck eller liknande. En större direktexponering kan även ske om bergmaterialet efter raset ligger utan täckning under åtgärdsskedet. En ökad infiltration vid ett extremt regn kan bidra till att det blir en puls med utsläpp av ämnen från bergmaterialet som tillfälligt överskrider de haltkriterier som antas vid beräkning av riktvärdena. De effekter detta har på en anläggning av bergmaterial bedöms dock vara liten i jämförelse med andra konsekvenser såsom uppträngande spill- och dagvatten eller erosion av jord och sediment som kan medföra utläckage av förorenande ämnen.

5 Beräkningsmodell

Utifrån den konceptuella modellen (avsnitt 4) framgår det att både riktvärden för fastfashalter (avsnitt 5.1) och för lakbara halter (avsnitt 5.2) behövs för att täcka in alla risker och skyddsobjekt. För bedömning av ett bergmaterial skulle det således behövas både analyser av fastfashalter och laktester. Laktest tar dock längre tid att genomföra än analyser av fastfashalter och är dessutom dyrare. För att optimera antalet laktest som genomförs för bergmaterialet har det även tagits fram indikativa halter för när fastfashalterna i materialet är så pass höga att det är motiverat att testa om materialet kan ha förhöjda lakbara halter eller om materialet är lämpligt att användas på platsen (avsnitt 5.3). Dessa indikativa halter är baserade på korrelationen mellan fastfashalter och lakbara halter i bergmaterialtestet (avsnitt 6.1.3).

Relationen mellan riktvärdena för fastfashalter och lakbara halter för riskbedömningen av bergmaterialet, samt hur de indikativa fastfashalterna kan användas för att välja ut vilka prov som ska laktestas illustreras i figur 5-1. Om ett bergmaterial har fastfashalter som underskrider både haltkriterierna för fastfas och den indikativa nivån för ett laktest är det acceptabelt att använda. Om det däremot överskrider den indikativa nivån för ett laktest bör ett sådant utföras. För bergmaterial som inte klarar kriterierna för fastfashalt eller lakkriterierna kan en platsspecifik bedömning göras av riskerna.



Figur 5-1 Metodik för att bedöma bergmaterials lämplighet för användning i anläggningskonstruktioner.

5.1 Modellering av risker utgående från fastfashalter

Riktvärden för bergmaterial har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för riktvärden för förorenad jord (Naturvårdsverket, 2023a). De exponeringsvägar som beaktas är oralt intag, hudkontakt, inandning av damm och ångor samt intag av växter.

Exponeringsparametrarna har anpassats till förhållandena när bergmaterial används för anläggningsbyggnad. Eftersom en hel del av bergmaterials egenskaper avviker från de som gäller för jord har även ändringar gjorts i vissa ämnesparametrar. De indata som använts beskrivs i avsnitt 6.5.

5.2 Modellering av risker utgående från lakegenskaper

Riktvärden för lakning gällande bergmaterial har beräknats med en modell som beskriver en exponentiellt avtagande utlakning från ett förorenat material, den fortsatta transporten av ämnena med strömmande vatten (advektion) och fastläggning i jorden (sorption) samt den "utsmetning" av en koncentrationspuls som sker på grund av skillnader i hastighet mellan olika transportvägar (dispersion). Detta löses matematiskt med en analytisk lösning av advektions-dispersionsekvationen som beskriver dessa processer - AD-modellen (van Genuchten och Alves 1982) och finns beskriven i Elert och Yesilova (2008).

Indata till modellen (se avsnitt 6.3) är anläggningens dimensioner, infiltrationen över anläggningen, akviferens och transportvägarnas egenskaper, längd, mäktighet, hydraulisk konduktivitet, Peclets tal, ämnets egenskaper vad gäller lakförlopp (Kappa-värde) och sorption till den fasta fasen i grundvattenzonen (Kd-värde).

AD-modellen beräknar vad den maximala initiala halten som lakar ut från anläggningen skulle kunna vara utan att överskrida de haltkriterier som satts upp. Detta görs separat för grundvattenrecipienten och ytvattenrecipienten. Med hjälp av Kappa-värdet beräknas sedan den maximala utlakningen som kan tillåtas vid $L/S=10$.

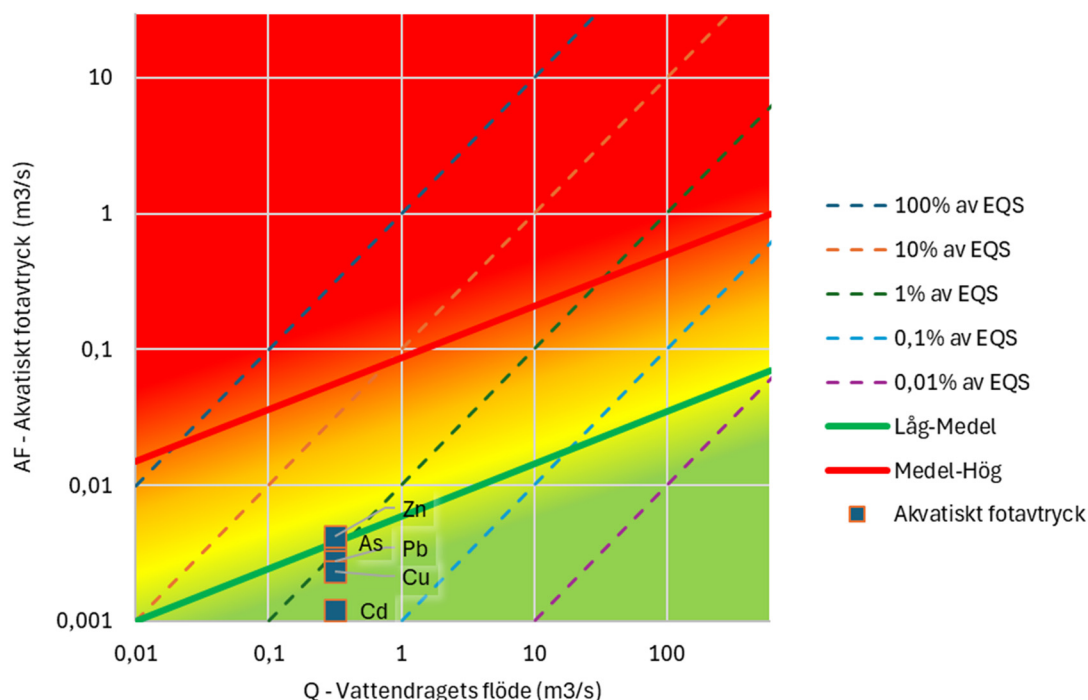
5.2.1 Haltkriterier för skydd av grundvatten

De haltkriterier som används för grundvatten baserar sig på att halttillskottet från anläggningen inte ska överskrida halva dricksvattennormen för det aktuella ämnet. De använda värdena redovisas i avsnitt 6.4.1. Detta ska uppnås på ett avstånd på 20 meter från anläggningen i huvudfallet. Den omblandning som blir med annat grundvatten beräknas med samma metodik som används för att beräkna en utspädning till en brunn i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för riktvärden (Naturvårdsverket, 2016). För en anlagd yta med storleken 200 x 200 meter och infiltrationen 50 mm/år beräknas omblandning med annat grundvatten göra att halterna minskar med en faktor 7. Som variationsfall beräknas även riktvärden för grundvatten på avstånden 1 meter, 10 meter och 100 meter från anläggningen (se avsnitt 7.1).

5.2.2 Haltkriterier för skydd av ytvatten

Beräkningen av vilka krav som ska gälla för skydd av ytvatten är mer komplicerad eftersom flera anläggningar kan påverka samma ytvattenförekomst. Den metod som används bygger på konceptet med akvatiskt fotavtryck (SGI, 2021). Ett akvatiskt fotavtryck är en beräkning av hur stort vattenflöde som behövs för att ett föroreningsutsläpp inte ska leda till halter som överstiger det effektbaserade haltkriteriet för vatten (EQS). Storleken på ett sådant beräknat akvatiskt fotavtryck är ett sätt att illustrera hur mycket vatten som förorenas av den tillförda mängden (belastningen) och kan användas för att skaffa sig en uppfattning om en belastning är stor eller liten oberoende av ämne.

Belastningen illustreras i ett diagram som anger det akvatiska fotavtrycket belastningen innebär för olika ämnen som funktion av flödet i vattenförekomsten, se figur 5-2. Diagrammet är framtaget med logaritmiska skalor. I diagrammet finns också streckade linjer som anger hur stor andel av haltkriteriet (EQS) som det akvatiska fotavtrycket motsvarar. Vidare finns färglagda zoner som indikerar låg belastning (grönt), måttlig belastning (gult) och hög belastning (rött). Dessa zoner följer inte diagonalerna i diagrammet och innebär att för ett större vattendrag (till höger i diagrammet) krävs att det akvatiska fotavtrycket ska motsvara en mindre andel av EQS för belastningen inte ska anses vara för hög.



Figur 5-2 Exempel på illustration av det akvatiska fotavtrycket för ett vattendrag med ett flöde på 0,3 m³/s. Observera de logaritmiska skalorna.

Användning av akvatiskt fotavtryck för bergmaterial

För beräkning av riktvärdena för lakning från bergmaterial är utgångspunkten att anläggningar som byggs med bergmaterial täcker in en viss yta av ett avrinningsområde. För ett avrinningsområde med en given storlek kan sedan en beräkning göras av hur stor den totala avrinningen är från avrinningsområdet och hur stor andel som kommer från konstruktioner med bergmaterial. Utifrån detta kan ett utläckage i kg per år bestämmas som innebär att det akvatiska fotavtrycket inte överskrider gränsen för vad som kan bedömas vara en låg belastning. Det kritiska utläckaget beror av avrinningsområdets storlek och årsavrinning samt andelen av markytan täckt av anläggningar av bergmaterial.

SMHI har definierat drygt 24 000 avrinningsområden i Sverige (SMHI, 2023). Storleken på dessa varierar från under 1 km² till över 100 km². Medianvärdet är 9 km² och 90-percentilen 40 km². Avrinningsområdets storlek har därför ansatts till 40 km² vid bedömning av belastning på ytvattnet.

Andelen av markytan som täcks av anläggningar av bergmaterial varierar kraftigt mellan olika delar av Sverige. Störst andel finns i storstadskommunerna runt Stockholm, Göteborg och Malmö där mellan 3 och 8 % av landarealen består av vägar (SCB, 2024). Medianvärdet för andelen vägyta i svenska kommuner ligger kring 1 %.

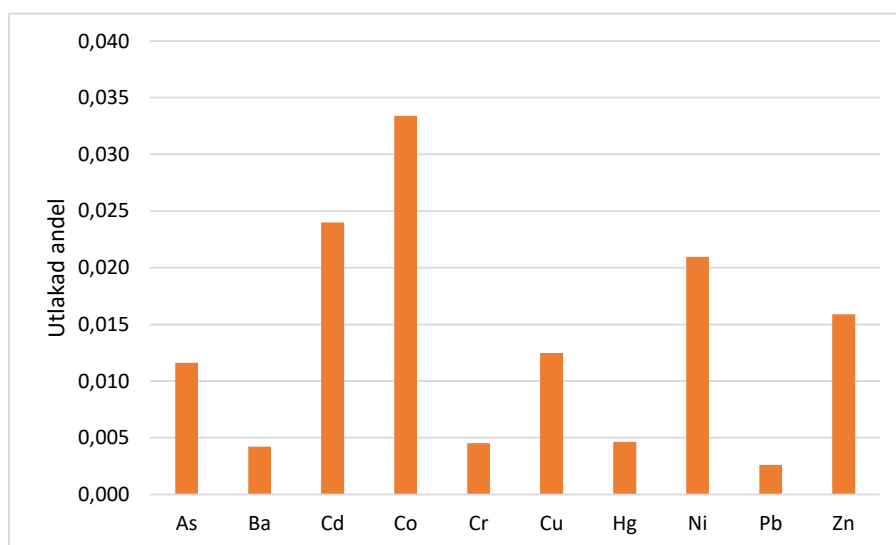
I den nationella marktäckedatabasen redovisas hur stor yta olika typer av mark upptar i pixlar med en storlek på 10 x 10 meter (Naturvårdsverket, 2023b). Exploaterad mark är indelad i tre kategorier, byggnader, väg/järnväg och övriga artificiella ytor med asfalt, grus såsom flygplatser och parkeringsplatser. Om en väg berör en pixel räknas denna pixel som vägmark, vilket kan leda till en överskattning vägytan. I kategorin övrigt ingår även sand och grustäcker, vilket även det kan ge en överskattning. Enligt marktäckedatabasen är medianvärdet andelen av mark täckt med vägar och övriga ytor ca 1,5 % och 90-percentilen ca 4 %.

GIS har använts för att bedöma hur markanvändningen varierar mellan olika avrinningsområden. För de drygt 24 000 avrinningsområden som SMHI definierat (SMHI, 2023) är median, kvartil och 90-percentilen av andelen vägar och övriga artificiella ytor i det närmaste oberoende av avrinningsområdets storlek. Det finns dock ett fåtal små avrinningsområden (mindre än 10 km²) som består av mer än 10 % vägar och övrig exploaterad mark. Dessa avrinningsområden har dock inte setts som representativa för en generell bedömning av bergmaterial. I ett avrinningsområde med flera anläggningar kommer dessa ha olika ålder och befinna sig i olika stadier av utlakning. Det finns därför skäl att anta att den vägyta som samtidigt bidrar till utlakningen är mindre än den totala vägytan. I beräkningarna antas därför ett avrinningsområde på 40 km² med 0,5 % vägyta som bidrar till utlakningen.

5.3 Indikativa halter för genomförande av lakförsök

De beräknade acceptabla maximala lakbara halter som tagits fram med haltkriterier och beräkningsmodellerna tar hänsyn till skydd av grund- och ytvatten och de effekter på människors hälsa och miljön som detta kan innebära. Lakförsök är dock tidskrävande och medför extra kostnader. I många bergmaterial har de aktuella ämnena låg lakbarhet och förekommer i låga halter (Zide, 2022; Ekvall et al., 2006). För dessa ämnen kan i stället riskerna kunna bedömas utifrån analyser av halten i den fasta fasen, dvs. den typ av analyser som vanligen görs på jordmassor.

Den lakbara andelen av metaller är oftast endast en liten andel av den totala mängden i den fasta fasen av jorden, se figur 5-3. Även om det inte finns några direkta samband mellan halt i den fasta fasen och den lakbara halten så visar flera studier att det går att definiera en nivå för halten i den fasta fasen där det är mycket osannolikt att lakningen överskrider ett givet värde (Elert et al., 2006; Jansson, 2008).



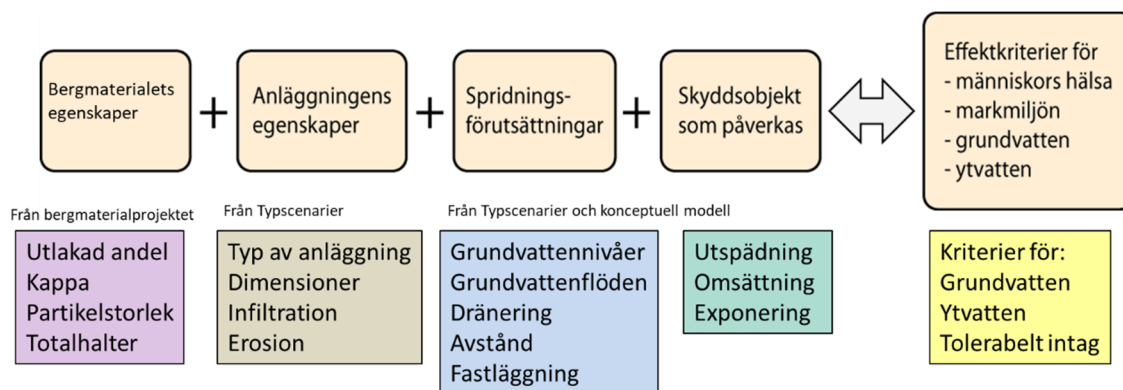
Figur 5-3 Medelvärde för andelen lakbar halt vid LS=10 av total halt i den fasta fasen. Data är hämtade från analyser genomförda i bergmaterialtestet.

Strategin är att ta fram nivåer för fastfashalter som om de underskrids indikerar att lakförsök inte behöver utföras för bergmaterialet, vilket optimerar antalet laktester som genomförs på materialet. Detta skulle förenkla bedömningen av massor med låga fastfashalter utan att riskera att miljöpåverkan underskattas. Om dessa värden överskrids kan ett laktest utföras för att se om bergmaterialet kan förväntas ha acceptabla lakegenskaper trots de högre fastfashalterna. Eftersom accepterade fastfasnivåerna inte skulle utesluta en användning (då laktest kan utföras) kan de sättas med tillräcklig säkerhetsmarginal för att säkerställa att riskerna för lakning inte underskattas, se figur 5-1.

Nivåer för fastfashalt som indikerar att lakförsök bör utföras har baserats på ett större antal analyser och laktester på bergmaterial med olika ursprung och föroreningshalt (Zide, 2022) och behöver inte vara representativt för de massor som planeras användas för anläggningskonstruktionen. De indikativa halter som presenteras för bergmaterialet baseras på data från bergmaterialtestet. Om fler lakförsök utförs och mer information samlas in om aktuella massor kan dessa nivåer behöva revideras.

6 Data för beräkningar

För framtagning av förslag på branschspecifika riktvärden för bergmaterial krävs information om bergmaterialets egenskaper (se avsnitt 6.1), den tänkta anläggningens egenskaper (se avsnitt 6.2), spridningsförutsättningar på platsen (se avsnitt 6.3) och information om skyddsobjekt (se avsnitt 6.4) som skulle kunna påverkas av bergmaterialet. De antaganden och indata som används för respektive del i modellerna presenteras i underavsnitten nedan. Det behövs även effektkriterier för skyddsobjekten människors hälsa, markmiljön, grund- och ytvatten för att lämpliga restriktioner i lakbara halter och fastfashalter ska kunna tas fram (se avsnitt 6.4 och 6.5). Figur 6-1 redovisar de typer av data som krävs för de olika delarna av beräkningarna.



Figur 6-1 Beskrivning av olika steg i beräkningskedjan samt databehovet

6.1 Bergmaterialets egenskaper

6.1.1 Fastfashalter av ämnen

I bergmaterialtestet analyserades fastfashalter av metaller och oorganiska ämnen i ett fyrtiotal prover på bergmaterial från olika bergtäkter i Sverige (Zide, 2022). Genomgående är halterna låga. I endast 3 av 39 prover är överstiger halten av något ämne de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning (MKM), i ett prov arsenikhalten och två prov bariumhalten. I 12 av de 39 proverna överstiger halten av något ämne de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM). För arsenik gäller det tre prover, för barium fyra prover, kobolt åtta prover, koppar ett prov, krom sex prover, nickel två prover och vanadin sex prover. Fastfashalterna i dessa prover har jämförts med den lakbara halten för samma prov för att beräkna lakbarheten av ämnena.

6.1.2 Lakegenskaper

I bergmaterialtestet genomfördes skaktester på 37 prover på bergmaterial och kolonntester på 40 prover (se avsnitt 4.3.1). Eluat från skaktesterna analyserades vid L/S-talen 2 och 10 och i kolonntesterna vid L/S-talen 0,2, 2 och 10. Resultat vid olika L/S-tal har använts för att utvärdera parametern Kappa som anger hur utlakningen minskar med ökande L/S-tal. Detta kan för en given situation också omräknas att motsvara hur utlakningen förändras med tiden. För en konstruktion bergmaterial med 1 meters mäktighet och en infiltration på 50 mm/år motsvarar L/S=2 en laktid på ca 80 år.

I flera av proverna var analyserade halter i eluaten under rapporteringsgränsen, vilket ger en osäkerhet i analysen av Kappa-värdena. Dessa provresultat har inte använts i utvärderingen. Tabell 6-1 visar de utvärderade Kappa-värden från kolonn- och skakförsöken. För kvicksilver har samtliga värden varit under rapporteringsgränsen och något Kappa-värde har inte kunnat

beräknas. För kadmium har Kappa-värden bara kunnat tas fram för den initiala delen av kolonnförsöken (L/S 0,2 till 2).

Tabell 6-1 Sammanställning av utvärderade Kappa-värden från bergmaterialtestet.

	Kolonnförsök			Skakförsök		
	L/S=2–10			L/S=2–10		
	Antal	Medel	Max	Antal	Medel	Max
As	28	0,30	0,68	20	0,11	0,49
Ba	39	0,33	0,80	36	0,25	0,93
Cd	0	-	-	0	-	-
Co	4	0,39	1,10	26	0,23	2,00
Cr	4	0,31	0,46	18	0,28	1,10
Cu	1	0,04	0,04	6	0,10	0,27
Hg	0	-	-	0	-	-
Mo	22	0,28	0,66	15	0,58	1,10
Ni	3	0,81	1,80	11	0,14	0,36
Pb	19	0,20	0,65	27	0,34	1,40
Sb	39	0,12	0,46	15	0,33	0,64
Se	0	-	-	0	-	-
V	39	0,37	0,53	37	0,21	0,47
Zn	19	0,06	0,43	13	0,31	1,40

Utvärderingen visar på höga Kappa-värden initialt i kolonnförsöken (L/S-tal 0,2 till 2), vilket indikerar en tidig, snabb utlakning. Den andel som lakar ut i detta skede är dock liten och beräkningar visar att den inte har någon nämnvärd betydelse för de halter som uppkommer i en recipient.

För beräkningarna av nivåer för lakning från bergmaterial har utgångspunkten varit genomsnittet av medelvärdena av Kappa-värden utvärderade från kolonnförsöken och skakförsöken LS=2 till LS=10, se tabell 6-2. I tabellen redovisas även de Kappa-värden som används i TAC-kommitténs beräkningar av acceptanskriterier för deponering av avfall (Aalbers, 1996) samt de värden som tagits fram i Danmark avseende lakning av betong och tegel (Miljøstyrelsen, 2018). För kadmium har inget numeriskt värde tagits fram från bergmaterialtestet på grund av det stora flertalet värden som ligger under rapporteringsgränsen (Zide, 2022). De få värden som finns indikerar dock på ett relativt högt Kappa (intervallet 0,25 till 1). Det generella värde på 0,5 som användes av EU-TAC förefaller dock vara ett rimligt antagande. På samma sätt används värdet för kvicksilver och selen från EU-TAC.

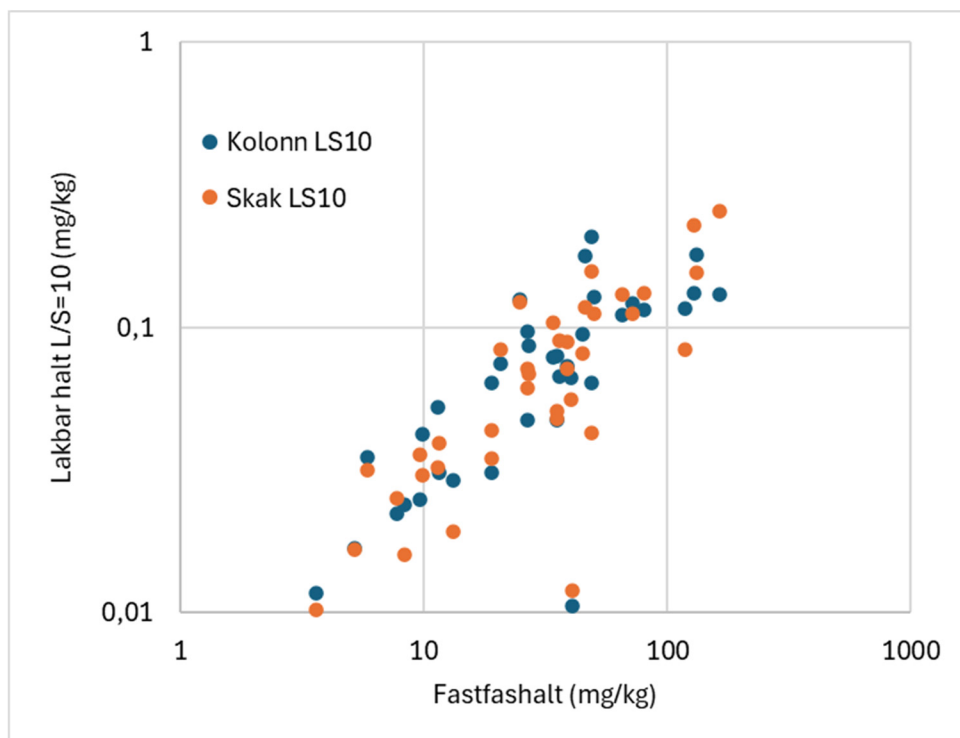
Tabell 6-2 Kappvärden utvärderade från bergmaterialtestet, EU-TAC acceptanskriterier för avfall samt för Miljöstyrelsens acceptanskriterier för betong och tegel.

	Kappa (l/kg)		
	Bergmaterial-test	Avfall (EU-TAC)	Betong, tegel (Miljöstyrelsen)
As	0,21	0,03	0,43
Ba	0,29	0,15	0,088
Cd	0,5*	0,5	
Co	0,31		
Cr	0,30	0,18	0,26
Cu	0,07	0,28	0,48
Hg	0,05*	0,05	
Mo	0,43	0,35	0,28
Ni	0,47	0,29	0,45
Pb	0,27	0,27	0,22
Sb	0,23	0,11	0,23
Se	0,38*	0,38	
V	0,29		
Zn	0,18	0,28	

*Antaget samma värde som EU-TAC.

6.1.3 Korrelation mellan lakbara halter och fastfashalter

De acceptabla lakbara maxhalter som beräknats anges som lakbar halt vid L/S=10. Metoden för att beräkna en godtagbar fastfashalt förutsätter att en tillräcklig mängd analyserade prover finns tillgängliga för det aktuella materialet för att en lakbar halt ska kunna uppskattas från fastfashalten. I bergmaterialtestet har lakbara halter och fastfashalter analyserats för samma bergprover (Zide, 2022). Denna databas har sedan används för att uppskatta ett samband mellan den lakbara halter och fastfashalten. Utifrån diagram där lakbar halt jämförs mot halt i den fasta fasen har värden tagits fram på den maximala fastfashalt där den lakbara halten överskrider för inget eller endast ett fåtal jordprover, se figur 6-2 som visar korrelationen mellan utlakbar halt och fastfashalt för vanadin. För övriga ämnen är dock sambanden mindre tydliga. Vidare är det för mycket få ämnen som den lakbara halten överstiger de kriterier som tagits fram. Det är därför nödvändigt att extrapolera sambandet för eventuella korrelationer.



Figur 6-2 Exempel på diagram som visar relation mellan lakbar halt ($L/S=10$) och fastfashalt av vanadin från bergmaterialtestet.

6.2 Anläggning

Tre olika typer av anläggningar antas främst vara relevanta för konstruktioner med bergmaterial. Dessa är en smal väg, en bred väg, samt en kvadratisk, hårdgjord eller grusad yta. De olika anläggningarnas dimensioner och mängden infiltration som uppskattas ske genom anläggningarna presenteras i delavsnitten nedan.

6.2.1 Dimensioner

Både den smala och breda vägen antas som långsmala konstruktioner där den smala vägen antas vara 9 meter bred (1+1 väg) och den breda vägen (2+1 väg) 14 meter bred. Den mer kvadratiske ytan antas vara 200 meter bred och 200 meter lång, dvs 40 000 m². För att få jämförbara riktvärden för bergmaterialet beräknas de för en yta på 40 000 m² även för vägarna.

6.2.2 Infiltration genom konstruktioner

En asfalterad yta har låg permeabilitet och lite vatten infiltrerar genom ytan. I den finska bakgrundsrapporten för MASA (2016) och MARA:s föreskrifter redovisas vattenbalanser för olika typer av belagda vägar. Vattenbalansen anges som procentuella flöden som:

- Q1 Ytavrinning från den belagda ytan.
- Q2 Infiltration genom beläggningen
- Q3 Infiltration i slänten utanför belagd yta

De värden som antas i vattenbalansen presenteras i tabell 6-3. Vid beräkning av skydd av yt-vatten antas att anläggningsytan är intakt och att vägen har en 4 meter obelagd vägren. Infiltrationen genom en hårdgjord yta antas vara 50 mm och 200 mm för en grusad yta, avsnitt 7.1.

Tabell 6-3 Vattenbalans och värden på infiltration för vattenflödena som antas vid en väg.

	Q1-dike	Q2-belagd	Q3-slänt
Intakt asfalt	85% 255 mm	1% 3 mm	14% 63 mm
Sprucken asfalt	79% 237 mm	7% 21 mm	14% 63 mm
Grusad	55% 165 mm	35% 105 mm	10% 45 mm

6.3 Spridningsförutsättningar

För spridningsberäkningar av ämnen från konstruktionen behövs data för de vattenförande lagrens egenskaper, transporttider för vatten till skyddsobjekten, parametrar för fastläggning av ämnena under transporten, graden av omblandning med annat vatten innan det når skyddsobjektet. De transportparametrar som används vid beräkning av spridning redovisas i tabell 6-4. Sorptionskoefficienter (Kd-värden) antagna för transporten redovisas för respektive ämne i tabell 6-5.

Tabell 6-4 Transportparametrar använda i advektions-dispersionsmodellen.

Parameter	Värde
Avstånd till brunn (m)	20
Transporttid till brunn (år)	2
Transporttid till ytvattenrecipient (år)	5
Peclet, Pe	10
Porositet, eps (-)	0,3
Densitet, rho (kg/m ³)	1700
Fördröjningsfaktor, Rf (-)	284
Anläggningsyta, S (m ²)	40 000
Mäktighet av material (m)	1
Akviferens mäktighet (m)	5
Hydraulisk gradient (-)	0,03

Tabell 6-5 Sorptionskoefficienter (Kd-värden) för ämnen i advektions-dispersionsmodellen.

Ämne	Kd (L/kg)	Referens
As	50	EU-TAC
Ba	50	Antaget samma som Co
Cd	20	EU-TAC
Co	50	EU-TAC
Cr	100	EU-TAC
Cu	14	EU-TAC
Hg	100	EU-TAC
Mo	10	EU-TAC
Ni	50	EU-TAC
Pb	50	EU-TAC
Sb	5	EU-TAC
Se	5	Hjelmar et al. 2016.
V	10	Larsson och Gustafsson, 2015
Zn	30	EU-TAC

6.4 Skyddsobjekt

6.4.1 Kriterier för bedömning av effekter i grundvatten

Halkriterierna för grundvatten för ett ämne har satts till halva dricksvattennormen för ämnet från Livsmedelsverkets föreskrifter LIVSFS 2022:12. Här har även tagits med de värden som börjar gälla från den 1 januari 2026. För barium, kobolt, molybden, vanadin och zink saknas svenska dricksvattennormer och i dessa fall används de halkriterier som anges i riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 2016). Valda kriterier för skydd av grundvatten presenteras i tabell 6-6.

Tabell 6-6 Kriterier för bedömning av effekter på grundvatten (µg/L).

Ämne	Kriterium Grundvatten (µg/L)	Referens
As	2,5	Halva LIVSFS, 2022
Ba	350	NV Riktvärden, 2016
Cd	0,25	Halva LIVSFS, 2022
Co	5	NV Riktvärden, 2016
Cr	12,5	Halva LIVSFS, 2022
Cu	50	NV Riktvärden, 2016
Hg	0,5	Halva LIVSFS, 2022
Mo	35	NV Riktvärden, 2016
Ni	10	Halva LIVSFS, 2022
Pb	2,5	Halva LIVSFS, 2022
Sb	5	Halva LIVSFS, 2022
Se	10	Halva LIVSFS, 2022
V	30	NV Riktvärden, 2016
Zn	100	NV Riktvärden, 2016

6.4.2 Kriterier för bedömning av effekter i ytvatten

Ämneshalter i ytvatten jämförs i första hand med de gränsvärden för kemisk status (MKN) och bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) som listas i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter. Dessa har en viktig roll i vattenlagstiftningen och ingår i bedömningen av vattenförekomstens status. Det är endast några av de ämnen som finns med i dessa föreskrifter. Dessutom är halten för vissa metaller angett som biotillgänglig koncentration och en generell omräkning från biotillgänglig koncentration till löst koncentration eller totalkoncentration är svår att göra. Därför har ämneshalterna i ytvattnet även jämförts med andra jämförsvärden som beskrivs nedan. Flertalet av dessa är framtagna enligt samma principer som värdena för MKN och SFÄ, men har varierande legal status. Alla valda halkriterier för ytvatten redovisas i tabell 6-7.

Miljökvalitetsnormer för vatten är bestämmelser om kvaliteten på miljön i en vattenförekomst. I EU:s ramdirektiv för vatten finns gränsvärden för kemisk status av prioriterade ämnen i ytvatten, och dessa införlivas i Sverige genom (HVMFS 2019:25). MKN anges som årsmedelvärden (AA-värden) och som maximal tillåtna värden. Vanligtvis används AA-värden för jämförelse. Vad gäller metaller är det den lösta fraktionen (filtrerade vattenprov) som avses. För koppar, bly, nickel och zink gäller värdena för den biotillgängliga fraktionen. Den biotillgängliga koncentrationen i MKN-värdena har beräknats om till generiska värden för fastfashalter baserade på 5-percentiler för platsspecifika bedömningsgrunder baserade på svenska

nationella övervakningsdata för sjöar respektive vattendrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV, 2016).

Havs och Vattenmyndigheten har även tagit fram bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen (SFÄ). För koppar och zink gäller värdena för den biotillgängliga fraktionen. För andra ämnen (arsenik och zink) skall hänsyn tas till naturliga bakgrundshalterna vid tillämpning. MKN-AA-värden och SFÄ-värden är framtagna på liknande sett och motsvarar PNEC-värden (se nedan).

RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu) i Nederländerna har en öppen databas där värden motsvarande MKN och SFÄ för olika ämnen anges för ytvatten. Dessa har även använts som jämförvärden för bedömning av vissa ämnen som saknar svenska värden.

Haltkriterier för långvarig exponering i ytvatten (ERV), såsom de gränsvärden och bedömningsgrunder som tagits fram inom vattendirektivet eller motsvarande värden som syftar till ett skydd av den akvatiska miljön. För kvicksilver har en övre gräns för klass II God enligt Miljødirektoratet (2020) valts. Värdet är baserat på gränsvärden för kroniska effekter vid långtidsexponering.

Tabell 6-7 Kriterier för bedömning av effekter på ytvatten (µg/L samt beräknat kriterium för utlakning beräknat för ett avrinningsområde på 40 km² som till 0,5 % är täckt av anläggningar.

Ämne	Haltkriterium ytvatten (µg/L)	Kriterium för utlakning (kg/år)	Referens
As	0,5	0,0127	SFÄ, HVMFS 2019:25
Ba	102	2,59	MPCeco, RIVM, 2009
Cd	0,08	0,002	EQS, HVMFS 2019:25
Co	0,69	0,018	MPCeco, RIVM, 2009
Cr	3,4	0,086	SFÄ, HVMFS 2019:25
Cu	4,7	0,119	HaV rapport 2016:26
Hg	0,047	0,001	Miljødirektoratet, 2020
Mo	136	3,5	Risico, RIVM, 2024
Ni	9,7	0,246	HaV rapport 2016:26
Pb	4,2	0,107	HaV rapport 2016:26
Sb	12	0,305	Risico, RIVM, 2024
Se	1,3	0,033	MPCeco, RIVM, 2009
V	3,5	0,089	RIVM, 2024
Zn	8,5	0,216	HaV rapport 2016:26

6.5 Data för beräkning av hälsoeffekter

6.5.1 Exponeringsparametrar för allmänheten

Exponering från bergmaterial sker huvudsakligen under anläggning, reparation och avveckling av konstruktioner. Under tiden som anläggningen är i drift är exponeringen mycket begränsad när det gäller belagda vägar. För grusvägar kan dock exponering för materialet i vägen förekomma även under drifttiden. I tidigare undersökningar har en genomsnittlig exponeringstid under anläggningens livstid beräknats baserat på tid för anläggning, tid och perioder för underhåll samt tid för avveckling. För flertalet föroreningar så är det dock den exponering som kan uppkomma under tidsperioder i storleksordningen år som är av intresse för riskbedömningen.

Detta innebär att ett medelvärde beräknat som även täckte in driftsperioder med mycket liten exponering kunna underskatta riskerna. Ett undantag gäller genotoxiska ämnen som påverkar arvmassan, såsom arsenik, för dessa är det relevant att bedöma riskerna utgående från ett långtidsmedelvärde för exponeringen.

Oralt intag, hudkontakt och inandning av partiklar

Exponeringstiden för oralt intag, hudkontakt och inandning av partiklar antas vara 35 dagar per år. Detta antas täcka in tidsperioden för att anlägga eller riva vägen samt även täcka in exponeringstiden de år som reparationen av vägen sker. Vid beräkning av långtidsexponeringen av genotoxiska ämnen såsom arsenik antas att en person exponeras som barn under två år under vägens livslängd. Exponeringen antas ske vid anläggning av vägen och vid den första reparationen eller alternativt vid två reparationer. Som vuxen antas personen exponeras 12 år under vägens livslängd.

Mängden jord som intas oralt antas vara den samma som för de generella riktvärdena för känslig markanvändning. Däremot har halten damm i luften antagits vara högre än vid beräkning av de generella riktvärdena. Mätningar i miljöer som uppvisar mycket damning såsom kalkbrott, smältverk och byggarbetsplatser visar på en emissionsfaktor på ca 0,5 g/m²,s (Haeger-Eugensson, et al., 2014 och 2018). Denna halt motsvarar väl det värde som använts i tidigare svenska modeller (Bendz et al., 2009; van Praagh, 2020). I dessa studier användes dock en extra faktor på 10 som bedöms ge en överskattning av halterna. Halterna PM10 på dygnsbasis inom ett verksamhetsområde har uppmätts variera mellan 20 och 350 µg/m³ (IVL, 2014). På årsbasis uppmättes en halt på 50 µg/m³. Halter i samma storleksordning har uppmätts vid byggarbetsplatser (Haeger-Eugensson et al., 2018) och avfallsanläggningar (Riddar et al., 2011). I beräkningen av riktvärdena antas 10 gånger högre dammhalter än för de generella riktvärdena för känslig markanvändning, dvs 100 µg/m³ i utomhusluft och 67 µg/m³ i inomhusluft. Vidare antas att samtliga partiklar i luften har sitt ursprung från bergmaterialet. De mätningar som gjorts på material av olika storleksfraktioner visar på en liten skillnad i halt, se avsnitt 4.6.3. De finare partiklarna i luften antas därför ha samma halter som bergmaterialet, dvs att anrikningsfaktorn för halten i partiklar är satt till 1.

Inandning av ångor

Den enda metall som kan vara så flyktig att den skulle kunna utgöra en risk är kvicksilver. Det är dock mindre troligt att kvicksilver skulle kunna förekomma i sådana lättflyktiga former eller halter i de aktuella bergmaterialen att det skulle utgöra någon reell risk. Trots detta har kvicksilver tagits med i beräkningen på ett förenklat sätt genom att räkna på ett utökat avstånd (20 meter) mellan källan och byggnaden som potentiellt skulle kunna påverkas.

Vid beräkningen av riktvärdena för inandning av damm och ångor antas att personer intill vägen tillbringar 67 % av sin tid inomhus.

Intag av växter

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodellen antas att växter tar upp föroreningar via rötterna och att halten i växten beräknas utifrån halten i jord med hjälp av en växtupptagsfaktor. I det scenario som används för att beräkna riktvärden för bergmaterial antas att växterna huvudsakligen påverkas genom damm som deponeras på bladytor. För att beräkna detta har de växtupptagsfaktorer som används i modellen beräknats på ett annat sätt utgående från generella modeller för deposition av partiklar på växter (IAEA, 2001). Depositionen av damm på en odlingsyta beräknas utgående från dammhalten, halten av förorening i dammet samt en depositionshastighet. Damm som avsätts på växtytor kommer med tiden att tvättas av vilket gör att halten i växten beror av hur snabbt urtvättningen går, växtperiodens längd samt vilken

avkastning som erhålls av växten. Med dessa antaganden blir växtupptagsfaktorn oberoende av vilket ämne det rör sig om. I beräkningarna används en koncentration av damm i luften på $0,1 \text{ mg/m}^3$, en depositionshastighet på 1000 m/d , en urtvättningshastighet på $0,055$ per dag, en växtperiod på 90 dagar och en avkastning på $0,15 \text{ kg torr vikt växt per m}^2$. Detta ger en växtupptagsfaktor på $0,012$. För arsenik och bly är detta ett större värde än det som används för beräkning av de generella riktvärdena.

I beräkningarna antas att 2 % av konsumtionen av grönsaker och frukt kommer från odlingar som påverkats av damm från anläggningen.

6.5.2 Exponeringsparametrar för arbetare

Anläggningsarbetare kan förväntas exponeras längre tider för ämne i bergmaterial eftersom de antas arbeta heltid i anläggningsprojekt. De exponeringsparametrar som används utgår därför från de som används för beräkning av exponering av vuxna vid mindre känslig markanvändning, men med vissa avvikelser.

Dammkoncentrationerna i luft är de samma som används för allmänheten, se ovan. Exponering för damm och ångor beräknas endast ske utomhus. Oralt intag av jord har höjts till 50 mg/dag , jämfört med 20 mg/dag som antas för MKM. Även exponeringstiden för hudkontakt har höjts till 120 dagar/år jämfört med antagandet för MKM som är 90 dagar/år .

Ett livstidsmedelvärde för exponeringen beräknas utgående från att exponering sker under 40 år, motsvarande ett helt arbetsliv.

6.5.3 Sammanställning av indata

I tabell 6-8 redovisas en sammanställning av indata som använts i beräkningarna av riktvärden för allmänheten och i tabell 6-9 de indata som använts för att beräkna riktvärden för anläggningsarbetare.

Tabell 6-8 Indata för beräkning av hälsobaserade riktvärden för fastfas gällande allmänheten.

Exponeringsväg	Parameter och enhet	Parametervärde		Kommentar	KM
Oralt intag	Exponeringstid (d/år)	vuxna	35	Styrs av tiden materialet är frilagt	365
		barn	35	Styrs av tiden materialet är frilagt	365
	Jord intag (mg/d)	vuxna	50	KM	50
		barn	120	KM	120
Hudkontakt	Exponeringstid (d/år)	vuxna	35	Styrs av tiden materialet är frilagt	120
		barn	35	Styrs av tiden materialet är frilagt	120
Inandning av damm och ångor	Andelen av tid inomhus/utomhus %		67 / 33		100/0
Inandning av damm	Exponeringstid (d/år)	vuxna	35	Styrs av tiden materialet är frilagt.	365
		barn	35	Styrs av tiden materialet är frilagt.	365
	Halten av damm i luften – inomhus µg/m ³		67	Högre dammhalt i luft jmf KM	3,75
	Halten av damm i luften - utomhus µg/m ³ .		100	Högre dammhalt i luft jmf KM	5
Inandning av ångor	Exponeringstid (d/år)	vuxna	365	KM	365
		barn	365	KM	365
	Djup till förorening inomhusluft (m)		10	Längre transportväg till bostäder jmf. KM och MKM	0,35
	Djup till förorening utomhusluft (m)		10		0,35
Konsumtion av grönsaker	Intag av grönsaker/rotsaker (kg/år)	vuxna	150		150
		barn	90		90
	Andel från påverkade området		2%	Justerat med hänsyn till inget rotupptag, endast kontaminering med damm	10%

Tabell 6-9 Indata för beräkning av hälsobaserade riktvärden för fastfas gällande anläggningsarbetare.

Exponeringsväg	Parameter och enhet	Parametervärde		Kommentar	MKM
Oralt intag	Exponeringstid (d/år)	vuxna	200	MKM	200
	Jord intag (mg/d)	vuxna	50	Mer kontakt än MKM	20
Hudkontakt	Exponeringstid (d/år)	vuxna	120	Mer kontakt än MKM	90
Inandning av damm och ångor	Andelen av tid inomhus/utomhus %		0 / 100	Arbete utomhus	100/0
Inandning av damm	Exponeringstid (d/år)	vuxna	200	Styrs av tiden materialet är frilagt.	200
	Halten av damm i luften - utomhus µg/m ³ .		100	Högre dammhalt i luft jmf MKM	5
Inandning av ångor	Exponeringstid (d/år)	vuxna	200	KM	200
	Djup till förorening utomhusluft (m)		0,35		0,35
Konsumtion av grönsaker	Intag av grönsaker/rotsaker (kg/år)	vuxna	0		0

7 Nivåer för riktvärden

Förslag på branschspecifika riktvärden för bergmaterial har tagits fram för två nivåer, dels riktvärden för lakbara halter från materialet relaterade till risker för yt- och grundvatten (se avsnitt 7.1.3) dels riktvärden för fastfashalter relaterat till risker för människors hälsa (se avsnitt 7.2). Dessa riktvärden gäller generellt för alla typer av bergmaterial som används i anläggningar. I det fall riktvärden för lakbara halter och/eller fastfashalter överskrids behövs det genomföras en platsspecifik riskbedömning för att avgöra om materialet är lämpligt att användas på platsen.

Laktest tar längre tid att genomföras än analyser av fastfashalter. Laktester är dessutom dyrare än fastfasanalyser. För att optimera antalet laktest som genomförs för bergmaterialet har det även tagits fram indikativa halter för när fastfashalterna i materialet är så pass höga att det är lämpligt att testa om materialet kan ha förhöjda lakbara halter eller om materialet är lämpligt att användas på platsen. Dessa indikativa halter är baserade på korrelationen mellan fastfashalter och lakbara halter i bergmaterialtestet (se avsnitt 6.1.3). För en ökad förståelse för korrelationen mellan fastfashalter och lakbara halter i en specifik bergtäkt eller i en specifik åder bör det initialt genomföras fler fastfasanalyser och/eller laktester för att se om korrelationen mellan lakbar halt och fastfashalt i det specifika materialet liknar den i bergmaterialtestet eller om en platsspecifik korrelation behöver tas fram.

7.1 Riktvärden för lakning

Riktvärden avseende lakning för skydd av grund- och ytvatten har beräknats enligt den metodik som beskrivs i avsnitt 5.2 med data som presenteras i avsnitt 6.

7.1.1 Haltnivåer för lakning avseende skydd av grundvatten

Haltnivåer för skydd av grundvatten har beräknats för fyra scenarier, samtliga har antagits ha en total yta på 40 000 m².

- 2+1 vägsträcka (14 meter bredd, längd 2857 meter)
- 1+1 vägsträcka (9 meter bredd, längd 4440 meter)
- Belagd yta 200 x 200 meter
- Grusad yta 200 x 200 meter

Formen på ytan har en viss inverkan eftersom det påverkar hur stor omblandning som sker i grundvattnet nedströms anläggningen. I tabell 7-1 redovisas vilken omblandning som beräknas 20 meter nedströms anläggningen. De beräknade nivåerna för lakning för skydd av grundvatten presenteras i tabell 7-2.

Tabell 7-1 Beräknad utspädning för de olika scenarierna.

Scenario	Utspädning
2 +1 väg	9,2
1 + 1 väg	12,5
Belagd yta	7,1
Grusad yta	2,7

Tabell 7-2 Beräknade nivåer för lakning (mg/kg TS) vid L/S=10 för skydd av grundvatten för en väg eller plan med en yta på 40 000 m². Infiltration 50 mm/år motsvarande en belagd yta och 200 mm/år motsvarande en grusad yta.

Ämne	Infiltration 50 mm/år			Infiltration 200 mm/år	Minimum
	2+1-väg	1+1-väg	Plan	Plan	
As	0,39	0,52	0,3	0,37	0,3
Ba	54	73	41	55	41
Cd	0,018	0,024	0,014	0,017	0,014
Co	0,76	1	0,59	0,78	0,59
Cr	3,4	4,7	2,7	3,9	2,7
Cu	4,6	6,3	3,6	2,2	2,2
Hg	0,092	0,12	0,071	0,07	0,07
Mo	1,7	2,4	1,3	1,3	1,3
Ni	1,5	2	1,1	1,6	1,1
Pb	0,38	0,52	0,3	0,39	0,3
Sb	0,26	0,36	0,2	0,13	0,13
Se	0,4	0,54	0,31	0,23	0,23
V	1,8	2,4	1,4	1,1	1,1
Zn	11	15	8,7	8,9	8,7

För att se hur det antagna avståndet mellan anläggningen och brunnen påverkar riktvärdena har variationsfall tagits fram där riktvärdena även beräknats med antagen att brunnen är belägen 1 meter, 10 meter, respektive 100 meter från en belagd eller obelagd plan. Dessa jämförs med standardfallet på 20 meter i tabell 7-3. Riktvärdena för lakning för Cu, Hg, V och Zn styrs av skydd av ytvatten även för fallet då en brunn placeras 1 meter från anläggningen och påverkas således inte av brunnens placering.

Tabell 7-3 Beräknade nivåer för lakning (mg/kg TS) vid L/S=10 för skydd av grundvatten för en plan med en yta på 40 000 m² och varierande avstånd (1 meter, 10 meter, 20 meter och 100 meter) till brunn för dricksvatten.

Ämne	Infiltration 50 mm/år			Infiltration 200 mm/år
	Plan Brunn 1 m	Plan Brunn 10 m	Plan Brunn 20 m (standardfall)	Plan Brunn 100 m
As	0,088	0,19	0,3	1,3
Ba	10	25	41	200
Cd	0,0042	0,0088	0,014	0,061
Co	0,14	0,35	0,59	2,9
Cr	0,42	1,4	2,7	14
Cu	2,5	3,1	3,6	7,2
Hg	0,03	0,05	0,071	0,25
Mo	0,61	0,98	1,3	4,6
Ni	0,21	0,64	1,1	5,9
Pb	0,076	0,18	0,3	1,4
Sb	0,14	0,17	0,2	0,43
Se	0,19	0,25	0,31	0,78
V	0,73	1	1,4	4
Zn	3,6	6,1	8,7	32

7.1.2 Haltnivåer för lakning avseende skydd av ytvatten

Haltnivåer för lakning avseende skydd av ytvatten har beräknats för en belagd väg (antagen infiltration 50 mm/år) och en grusad väg (antagen infiltration 200 mm/år). I båda fallen antas att konstruktionen har en yta på 40 000 m². Riktvärdena för lakbar halt avseende ytvatten presenteras i tabell 7-4.

Tabell 7-4 Beräknade nivåer för lakning (mg/kg TS) vid L/S=10 för en anläggning med en yta på 40 000 m². Infiltration 50 mm/år motsvarande en belagd yta och 200 mm/år motsvarande en grusad yta.

Ämne	Infiltration	
	50 mm	200 mm
As	0,22	0,21
Ba	48	46
Cd	0,016	0,015
Co	0,33	0,32
Cr	3,1	3,1
Cu	0,79	0,41
Hg	0,021	0,018
Mo	18	13
Ni	4,6	4,6
Pb	2	1,9
Sb	1,2	0,65
Se	0,11	0,069
V	0,46	0,34
Zn	2,4	2,1

Ur tabellen framgår att för många metaller är skillnaden liten mellan fallen med infiltrationen 50 mm/år och 200 mm/år. Störst skillnad gäller för koppar, antimon, selen och vanadin. Dessa ämnen utmärker sig genom att ha låga Kd-värden och samtidigt låga Kappa-värden. Denna kombination gör att förväntat utläckage blir mer känsligt för en ökad infiltration än ämnen med högre Kd-värden och Kappa-värden. Detta är i överensstämmelse med resultat i de danska underökningarna där man fann att produkten Kd gånger Kappa var styrande för konsekvensen av lakningen.

7.1.3 Förslag på generella nivåer för bergmaterial

Baserat på de haltnivåer som presenteras i avsnitt 7.1 har generella nivåer för lakning av bergmaterial tagits fram som ska skydda både grundvatten och ytvatten, se tabell 7-5. De beräknade nivåerna för ytvatten för belagd och grusad yta skiljer sig inte nämnvärt för de flesta ämnen. Undantag är vissa ämnen med lågt Kd-värde och lågt Kappa-värde. För ytvatten så utgår beräkningarna av haltnivåerna från att det finns flera anläggningar inom ett avrinningsområde. Det bedöms dock mindre sannolikt att en stor andel av marken inom ett avrinningsområde skulle täckas av grusad väg. Förslaget för en generell nivå baseras därför på haltnivåerna beräknade för en belagd yta med en infiltration på 50 mm/år.

När det gäller haltnivåerna för skydd av grundvatten så är det anläggande av en större plan som ger de lägsta värdena. För vissa ämnen gäller det den belagda planen för andra ämnen den grusade planen. Eftersom dessa nivåer är beräknade med hänsyn till en brunn belägen nära en enskild anläggning och att en sådan brunn skulle kunna finnas nära både en belagd och en grusad plan beaktas i båda fallen gällande nivåer för grundvatten.

Tabell 7-5 Branschspecifika riktvärden för lakning av bergmaterial vid L/S=10 (mg/kg TS).

Ämne	Riktvärde lakning	Styrande
As	0,22	YTV
Ba	40	GV
Cd	0,014	GV
Co	0,32	YTV
Cr	2,7	GV
Cu	0,8	YTV
Hg	0,02	YTV
Mo	1,3	GV
Ni	1,1	GV
Pb	0,3	GV
Sb	0,13	GV
Se	0,11	YTV
V	0,5	YTV
Zn	2,5	YTV

7.2 Riktvärden för fastfashalter

7.2.1 Skydd av människors hälsa

I tabell 7-6 redovisas beräknade riktvärden för de ämnen som kan medföra hälsoeffekter vid användning av bergmaterial och där det anses som troligt att fastfashalten i bergmaterial potentiellt skulle kunna överskrida dessa riktvärden. De hälsobaserade riktvärdena för fastfashalter för övriga ämnen samt uttagsrapporter från riktvärdesmodellen presenteras i bilaga A.

Separata värden är beräknade för allmänheten och anläggningsarbetare enligt de indata som presenterats i avsnitt 6.5.

Tabell 7-6 Riktvärden för fastfas gällande allmänhet och anläggningsarbetare (mg/kg TS).

Ämne	Allmänhet	Arbetare	Lägsta värde
Arsenik	60	40	40
Bly	80	700	80
Kadmium	35	50	35
Kobolt	400	1500	400
Kvicksilver	0,8	5	0,5

7.2.2 Skydd av markmiljön

En beräkning görs för att säkerställa att ämnen som lakar ut från en anläggning inte kan ackumuleras i så hög grad i underliggande mark så att riktvärdena för skydd av markmiljön vid mindre känslig markanvändning överskrids. Detta görs genom en förenklad beräkning som utgår från ett värsta fall med en anläggning med grusad yta, en infiltration på 200 mm och ett 1 meter mäktigt lager av bergmaterial med skrymdensitet på 1600 kg/m³. Detta ger ett L/S-tal per år motsvarande $200/1600 = 0,125$ l/kg per år, vilket betyder att ett vattenflöde motsvarande L/S=10 uppnås på 80 år. Det material som lakas ut antas fastläggas i ett jordskikt under anläggningen med en mäktighet på 0,25 m, motsvarande en rotzon i en normal jord. Densiteten på den underliggande jorden antas vara 1600 kg/m³. Detta innebär om utlakningen vid

$L/S=10$ är 1 mg/kg kommer 1,6 g ha lakats ut efter 80 år. Om det som lakats ut ackumuleras i de översta 0,25 m (400 kg) av jorden skulle de innebära en halt i jorden som är 4 gånger den utlakbara mängden i bergmaterialet. Detta innebär att så länge den utlakbara mängden av ett ämne är mindre än $1/4$ av E_{MKM} för ämnet är risken för framtida påverkan på markmiljön under en konstruktion liten.

En jämförelse med de riktvärden avseende lakning som redovisas i tabell 7-7 visar att den halt som skulle kunna uppkomma i underliggande jord är väsentligt lägre än både riktvärdena för skydd av markmiljön vid känslig markanvändning (E_{KM}) och mindre känslig markanvändning (E_{MKM}). Skydd av markmiljön är inte styrande för något ämne i tabell 7-7.

Tabell 7-7 Jämförelse mellan halt i underliggande jord (mg/kg TS) på grund av utlakning från en anläggning i 80 år samt riktvärden för skydd av markmiljön vid känslig markanvändning (E_{KM}) respektive mindre känslig markanvändning (E_{MKM}).

Ämne	Riktvärde lakning (mg/kg TS)	Halt i underliggande jord på grund av lakning i 80 år	E_{KM}	E_{MKM}
As	0,22	0,8	20	40
Ba	40	160	200	300
Cd	0,014	0,056	4	12
Co	0,32	1,28	20	35
Cr	2,7	10,8	80	150
Cu	0,8	3,2	80	200
Hg	0,02	0,08	5	10
Mo	1,3	5,2	70	150
Ni	1,1	4,4	70	120
Pb	0,3	1,2	200	400
Sb	0,13	0,52	20	40
Se	0,11	0,44	*	*
V	0,5	2	100	200
Zn	2,5	10	250	500

* Ej angivet riktvärde för markmiljön.

7.3 Indikativa halter för behov av laktestning

Tabell 7-8 visar de framräknade fastfashalter i den fasta fasen som inte förväntas leda till att den maximalt lakbara halten överskrids utifrån korrelationen som beskrivs i avsnitt 6.1.3. De indikativa nivåerna är beräknade så att sannolikheten att lakkriterierna överskrids bedöms vara mindre än 5 procent. Den indikativa nivån är satt så den inte underskrider riktvärdet för känslig markanvändning. Värdet ska heller inte vara större än det riktvärde för fastfashalter som anges i avsnitt 7.2.

Tabell 7-8 Beräknade totalhalter av metaller i den fasta fasen för att inte överstiga kriterium för maximal lakbar halt.

Ämne	Indikativ nivå för laktest (mg/kg TS)
As	10
Ba	500
Cd	1
Co	100
Cr	120
Cu	100
Hg	0,5
Mo	40
Ni	100
Pb	50
Sb	12
Se	2*
V	250
Zn	500

* Värdet för Se satt för att motsvara rapporteringsgräns.

Dessa indikativa halter utgår från de prover som ingått i bergmaterialtestet. Den indikativa nivån kan variera mellan olika bergtäkter och rekommendationen är därför att initialt på ett antal prov genomföra både laktester och fastfasanalyser för att avgöra om förhållandena vid den aktuella bergtäkten skulle föranleda att de indikativa nivåerna justerades.

I bergmaterialtestet är det få prover som uppvisar någon större lakbarhet av ämnen. Endast för arsenik förekommer prover som överstiger haltnivåerna för lakning. Korrelationerna mellan fastfashalt och lakbar halt är dålig i de flesta fall, undantaget arsenik och vanadin, dock kan dataunderlaget ge en indikation på vid vilka fastfashalter som risken för betydande lakning är liten och vid vilka ungefärliga nivåer skulle lakegenskaperna behöva undersökas.

8 Användning av riktvärden

8.1 Användningsområde

Riktvärdena för fastfashalter och för lakning är framtagna för en allmän användning av bergmaterial. Vid specifika tillämpningar såsom inne i konstruktioner där materialet kan förväntas vara otillgängligt under längre tidsperioder skulle högre halter kunna accepteras för en specifik användning. På samma sätt skulle en högre lakbarhet än riktvärdena kunna accepteras i specifika situationer där påverkan på grundvatten eller ytvatten från materialet bedöms vara liten. För dessa fall krävs en platsspecifik riskbedömning för materialet. Förslaget på branschspecifika riktvärden är avsett att gälla för olika typer av bergmaterial, men är inte anpassade till mer problematiska typer av bergmaterial såsom sulfidhaltiga bergarter eller skiffrar.

De framtagna riktvärdena kan dels användas för att bedöma de miljömässiga förutsättningarna att använda olika bergmaterial från en täkt, dels för att testa den färdiga produkten inför en deklaration av materialegenskaper (se avsnitt 9). I det senare fallet är det viktigt att provtagning görs så att fastfashalter och lakbara halter blir representativa för slutprodukten.

8.2 Provtagning av bergmaterial

Enligt byggproduktförordningen för ballastprodukter ska den tekniska prestandan och potentiell miljöpåverkan beskrivas genom provtagning och analys. Uttagning av prov bidrar till en betydande andel av osäkerheten i en miljöriskbedömning. En representativ provtagning är därför en viktig del i arbetet att kvalitetstesta och miljöriskbedöma bergmaterialprodukter.

Syftet med en representativ provtagning är att ta ut ett provmaterial som motsvarar de genomsnittliga halterna och egenskaperna hos materialet på platsen. Som stöd för att utföra den representativa provtagningen finns standarder och vägledningar som beskriver hur provet ska uttas från heterogena material. Ett behov har dock identifierats av en branschspecifik guide för provtagning av bergmaterial. Vid planering av en provtagning kan externa experter såsom geologer, miljöprovtagare eller miljöriskbedömare behöva anlitas eller rådfrågas.

8.3 Analys av halter i fastfas

Vid bestämning av halten av ämnen i fast fas i bergmaterialet, genom kemisk analys, måste provet först prepareras. Detta kan innebära siktning, krossning eller malning. Därefter sker en uppslutning av prov för analys av metaller. För en uppslutning av fast material används standardmetoden SS-EN 13657:2002 (uppslutning i kungsvatten), vilket även är den metod som Naturvårdsverket (2023c) förespråkar. I vissa fall kan även standardmetoden SS-EN 13656:2002 (uppslutning i mikrovågsugn med fluorvätesyra (HF), salpetersyra (HNO₃) och saltsyra (HCl)) användas, vilken anses ge en bättre uppslutning (högre halter) jämfört med SS-EN 13657:2002 för flertalet ämnen. Val av uppslutningsmetod påverkar både den halt av ämnen som kan extraheras ut från den fasta fasen och analysosäkerheten vid analys. Analys av metaller sker oftast med ICP-MS/AES.

Den standard som vanligen används för analys av fastfashalter i förorenad mark är standardmetoden SS 28311 (Markundersökningar – Bestämning av spårmetaller i jord genom extraktion med salpetersyra) där jordproven uppsluts med 7M salpetersyra. Detta bedöms inte vara en tillräckligt stark uppslutningsmetod för att mäta fastfashalter i bergmaterial där mineralernas strukturer behöver lösas upp för analys av fastfashalt.

8.4 Lakförsök

I bergmaterialtestet som ligger till grund för de lakbara halter av bergmaterial som har utvärderats inom detta projekt har det genomförts laktest både genom kolonnförsök och skakförsök. I kolonnförsöken uttogs lakvätska vid tre tillfällen motsvarande L/S 0 - 0,2 l/kg, L/S 0,2 - 2 l/kg, och L/S 2 - 10 l/kg. Skakförsöken gjordes i två steg, ett första med L/S 2 l/kg och ett andra med L/S 8 l/kg. Summerat ger de två stegen ett L/S på 10 l/kg.

Enligt standard för kolonnförsöken (CEN/TS 14405) kan en mindre kolonn (diameter 5 cm) och en större kolonn (diameter 10 cm) användas. Vid bergmaterialtestet användes den mindre kolonnen för de prover där den maximala partikelstorleken för bergmaterialet var 4 mm, vilket innebär att proverna som var större än 4 mm (fraktionen 8-16) krossades innan lakförsöken. Knappt 1 kg prov användes i försöken på fraktioner under 4 mm. För att få tillräckligt material anges det dock i standarden för försöken att minst 2,5 kg material behövs. Vid de tester som utfördes på grövre material (storlekfraktioner över 4 mm) användes den större kolonnen. I detta fall krossades även de större uttagna fraktionerna av bergmaterial ned till en partikelstorlek på 4 mm. Kolonnen fylldes då med drygt 3,5 kg material.

Teoretiskt ger ett kolonnförsök mer information om lakningsprocessen av ämnen från bergmaterialen än ett skaktest eftersom analys av eluat från kolonntesten sker i fler steg och pågår under en längre tid än ett skaktest. I bergmaterialtestet var försökstiden i kolonntesterna cirka 1 månad, medan skaktesterna pågick i ett dygn. Med tid för provberedning och analyser blir svarstiderna väsentligt längre. Den längre försökstiden vid kolonntest kan vara ett problem då snabba resultat ofta erfordras vid hantering av massor.

Alla uttagna fraktioner i bergmaterialtestet har lakats både med kolonnförsök och i skakförsök. Den utlakade mängden vid L/S=10 kan variera mycket mellan kolonnförsök och skakförsök, med stora skillnader mellan olika ämnen och olika prov. Skillnaderna mellan testen är inte systematiska. För arsenik, barium, molybden, vanadin och zink ger kolonnförsök en större utlakad mängd vid L/S=10 för flertalet prov. För kobolt, krom, koppar, nickel och bly ger skakförsöken en större utlakad mängd för flertalet prov. För kadmium, kvicksilver, antimon och selen är en stor del av analyserna under rapporteringsgränsen att det inte går att avgöra vilken metod som oftast ger störst utlakad mängd. För vissa ämnen och prov kan skillnaden i utlakad mängd mellan kolonn- och skakförsöken vara mycket stor, en faktor 10 eller mer.

Slutsatsen från lakförsöken i bergmaterialtestet var att kolonntest och skaktest gav jämförbara lakbara halter. Med tanke på den snabbare genomförandetiden och de lägre kostnaderna rekommenderas det från detta projekt att lakning i första hand utförs genom skaktester. Denna slutsats har också dragits av en större studie av lakning från asfalt (Miljøstyrelsen, 2015).

8.5 Konsekvensanalys

För att förstå vilka konsekvenser de föreslagna riktvärdena för bergmaterial kommer att innebära för branschen så har riktvärdena för fastfashalter och lakhalter jämförts med bergmaterialtestets 39 prov (Zide, 2022) och SGU:s databas med analyser på bergmaterial (SGU, 2024c). SGU:s databas innehåller analysresultat baserade på olika provtagnings- och analysmetoder. Urvalet av bergmaterial prover i SGU:s datas är inte heller representativt för det material som används för ballastproduktion.

Tabell 8-1 redovisar en jämförelse mellan data från SGU:s databas för bergmaterial och de föreslagna branschspecifika riktvärdena för indikativ halt för lakförsök samt för fastfashalt. I tabellen redovisas även vilken uppslutningsmetod som använts. Konsekvensanalysen

presenteras i sin helhet i bilaga B. Sammanfattningsvis så är det cirka 5 % av de bergmaterial som analyserats i SGU:s databas som inte klarar de föreslagna hälsorelaterade riktvärden för fastfashalt. Endast ett av proverna i bergmaterialtestet överskred de hälsobaserade riktvärdena. Andelen berg som behöver laktestas baserat på indikativa fastfashalter (se tabell 7-8) är cirka 10 % av proverna från bergmaterialtestet och mindre än 15% för bergprover från SGU:s databas. Prover från bergmaterialtestet underskred de föreslagna riktvärdena för lakbara halter, förutom tre prover där den lakbara halten av arsenik översteg riktvärdet.

För de bergmaterial som överskrider de föreslagna riktvärdena för bergmaterial behöver en platsspecifik riskbedömning tas fram för att bedöma om materialet är lämpligt att användas på den aktuella platsen.

Tabell 8-1 Jämförelse mellan förslag till Branschspecifika riktvärden för bergmaterial och data från SGU:s databas på bergprover.

	Riktvärde NV Jord (mg/kg)		Riktvärde bergmaterial (mg/kg)		SGU Bergmaterial (mg/kg)					Metod för Uppslutning*
	KM	MKM	Indikativ halt	Fastfashalt	50-perc	70-perc	80-perc	90-perc	95-perc	
Arsenik	10	25	10	40	0,6	1,4	3,1	19	59	AR
Antimon	12	30	12	1500	0,05	0,07	0,1	0,21	0,68	AR
Barium	200	300	500	6000	490	710	836	1123	1383	LiBO4
Bly	50	180	50	80	12	20	25	34	49	4-Acid
Kadmium	0,8	12	1	35	0,04	0,07	0,09	0,15	0,31	AR
Kobolt	15	35	100	400	8	16	31	51	66	4-Acid
Koppar	80	200	100	25 000	9	25	48	94	161	AR
Krom	80	150	120	400 000	30	79	101	160	254	LiBO4
Kvicksilver	0,25	2,5	0,5	0,8	0,005	0,008	0,009	0,012	0,017	AR
Molybden	40	100	40	3500	1	1,8	2	3	8	4-Acid
Nickel	40	120	100	700	7	25	44	86	160	4-Acid
Selen			2	**	0,2	0,4	0,5	0,8	1,3	AR
Vanadin	100	200	250	3000	56	129	211	444	902	LiBO4
Zink	250	500	500	100 000	68	99	122	156	190	4-Acid

* AR = Kungsvatten, 4-Acid = 4-Syror (HNO₃, HClO₄, HF, HCl), LiBO4 = litumboratsmälta.

** Data för selen saknas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

9 Deklarering av materialegenskaper

9.1 CE-märkning av byggprodukter

Ballastmaterial är byggprodukter och när de sätts på marknaden skall de vara CE-märkta (*Conformité Européenne*, dvs i överensstämmelse med EU-direktiven). CE-märkningen bygger på Byggproduktförordningen (EU) nr 2024/3110, CPR, som är en tvingade lagstiftning som tillämpas inom EU sedan 1 juli 2013. Förordningen innebär att byggprodukter ska ha en prestandadeklaration (DoP, *Document of Prestanda*) samt en CE-deklaration när en produkt görs tillgänglig på den europeiska inre marknaden. Ett exempel på CE-märkning visas i figur 9-1. I Sverige är det Boverket som är ansvarig myndighet för övervakning av att detta efterlevs och fullföljs.

9.1.1 Produktstandarder

CE-deklaration med tillhörande prestandadeklaration beskriver de tekniska egenskaperna hos produkten för vissa kategorier. Deklaration måste ske mot en produktstandard, vilka för bergmaterialprodukter kan vara:

- Ballast till obundna material (SS-EN 13242:2002+A1:2007)
- Ballast till betong (SS-EN 12620 + A1:2008)
- Ballast till asfalt (SS-EN 13043/AC:2004:2006)
- Ballast till järnväg (SS-EN 13450:2002)

I varje produktstandard finns väsentliga egenskaper som kan deklarerats (exempelvis kornstorleksfördelning). Vilka egenskaper som väljs att deklarerats beror på kravställningen på materialet. Sortering och kornstorleksfördelning måste dock alltid vara med.

För att skapa en produkt, måste det finnas en produktstandard att deklarerats denna emot. Finns det inte detta går det inte att CE-märka materialet. CE-märkning görs efter det att produktens egenskaper sammanställts i en prestandadeklaration. Det är prestandadeklarationen som innefattas av lagkravet. CE-deklarationen utgör den dokumentation, liknande ett kvitto, som ska avlämnas till köparen vid försäljning av produkten. CE-deklarationen ska då vara spårbar till prestandadeklarationen med ett entydigt specifikt produktnummer som skall återfinnas på båda dokumenten.

9.1.2 Kontrollsystem för produktion

CE-märkta produkter kan endast produceras på en produktionsanläggning med certifiering. Certifiering innebär att produktionsanläggningen ska ha ett kontrollsystem för produktionen FPC (*Factory Product Control*). Det är emot FPC efterlevnad mot produktstandarderna som certifikaten ställs (se även bilaga ZA i standarden SS-EN 13242). Varje anläggning har ett certifikat där det framgår vilka standarder anläggningen CE-märker produkter mot.

Det finns i huvudsak två nivåer i en CE-märkning av bergmaterial, nivå 2+ och nivå 4. För nivå 2+ gäller tillverkarförsäkringen i kombination med certifierat kvalitetssystem FPC. För nivå 4 gäller tillverkarförsäkringen och kvalitetssystem FPC i kombination med egenkontroll. I praktiken innebär det att för nivå 2+ följs prestandadeklarationen och produktionskontrollen upp på den specifika produkt som deklarationen gäller i samband med extern revision. Vid nivå 4 följs inte produktionskontrollen upp med tredjepartsgranskning, men samma krav på tillverkningskontrollen gäller i standarden på egenkontroll.

De produkter som har en bärande beståndsdel i en konstruktion ska deklarerars enligt nivå 2+. Det gäller bland annat bärlager till belagda vägar, ballast till betong samt asfalt och makadam-ballast klass II. För övriga material, som exempelvis förstärkningslager och skyddslager i vägkonstruktion, räcker det med deklarerings enligt nivå 4.

9.2 Deklarering av material i en vägkonstruktion

I en vägkonstruktion deklarerars ballastmaterialet i asfalt, betong, obundet bärlager, förstärkningslager (0–90 mm) och skyddslager. För bergkross 0–150 mm som används i förstärkningslager och bankfyllnadsmaterial finns det inte en passande produktstandard. Trafikverket kan dock i vissa fall ha krav på materialets egenskaper, samt krav på en egenskapsbeskrivning (Materialtyp) enligt AMA Anläggning.

De deklarerade egenskaperna väljs i detta fall utifrån typprovning men även utefter vilka krav som ställs externt (exempelvis från Trafikverket (2017)). För ett obundet bärlager i en vägkonstruktion som byggs åt Trafikverket deklarerars:

- Kornstorleksfördelning där det ställs krav på deklarerad kurva, då kornstorleksfördelningen har en påverkan på det obundna bärlagrets stabilitet (motståndskraft mot spårbildning) och styvhet (lastspredningsförmåga). Även finhalt och andel överkorn deklarerars.
- Andel korn med krossade/brutna ytor, då ett mer ”skrovligt” korn ger bättre stabilitet i lagret jämfört med släta korn (från naturgrus).
- Motstånd mot fragmentering (slaghållfast) då materialet ska tåla erforderligt packningsarbete och inte krossas ned under trafikbelastning.
- Motstånd mot nötning, då materialet inte ska riskeras nötas ned under utläggning och packning samt under trafikbelastning.

Dessutom tillkommer deklarerings av egenskaper som inte direkt krävs av Trafikverket men som har en påverkan på egenskaperna hos det obundna bärlagret. Ett exempel på detta är korndensitet, vilken har en påverkan på vikt och volym på ett obundet lager. Detta är viktigt då anläggningsentreprenören köper materialet per viktenhet, medan Trafikverket beställer en volym vid viss packningsgrad.

Trafikverket ställer även krav på redovisning av maximal densitet och optimal vattenkvot vid packning då detta påverkar antalet erforderliga överfarter med vält för att få rätt packningsresultat. Denna egenskap är dock inte deklarerbar då den inte ingår i en harmoniserad standard.

9.3 Kommande produktstandarder

Petrografisk beskrivning av mineralogiskt innehåll för att kraven på stabilitet ska kunna hållas och för att nedbrytning av mineralet inte kommer att ske. Produktstandarderna är under uppdatering genom CPR Acquis, vilket är ett samarbete mellan EU-kommissionen, CEN och medlemsländerna (Sverige deltar via Boverket). De standarder som kommer att ingå i CPR Acquis är bland annat EN 13450-1 *Aggregates for railway ballast* och prEN 17555-1 *Aggregates for construction work*. Den sistnämnda ersätter standarderna:

- EN 12620 Aggregates for concrete
- EN 13043:2002 Aggregates for bituminous mixtures
- EN 13139 Aggregates for mortar
- EN 13242 Aggregates for unbound and hydraulically bound materials.

Även standarden för Obundna överbyggnadsmaterial (SS-EN 13285) kommer få en översyn inom CPR Acquis och harmoniseras.

Enligt kommande prEN 17555-1 ska produktens ursprung anges, tillsammans med föreslagen användning och siktkurva. För beskrivning av ursprung kan prEN 932-3-2021 *Tests for general properties of aggregates* med fördel användas för ballastprodukter från bergtäkter. Lakning ska enligt prEN17555-1 analyseras genom prEN 16637-2 och -3: 2021 *Construction products: Assessment of release of dangerous substances – Laktestning av byggprodukter av monolitiska partiklar respektive genom perkolationstest*. Kravnivå kommer inte finnas med i prEN 17555-1, utan det deklarerade värdet för lakbarhet av kemiska ämnen ska relateras till halter framtagna genom riskbedömning på det sätt som exempelvis beskrivs i denna rapport.

9.4 Byggproduktförordningen

Utöver kraven i CE-märkningen så måste alla byggprodukter inom EU följa byggproduktförordningen (EU) 2024/3110 som kräver att alla som säljer byggprodukter förhindrar farliga partiklar i luften och skyddar mot utsläpp av farliga ämnen till grundvatten, havsvatten, ytvatten, mark och dricksvatten. Arbetet med utvecklingen av miljökrav inom byggproduktförordningens leds av den tekniska kommittén CEN/TC 351 som grundades 2007 under mandat M/366 med syfte att skapa gemensamma miljökrav inom EU och EES. Några av de viktigaste standarderna för att bedöma miljörisk inkluderar:

- prEN 16637:2021 *Construction products: Assessment of release of dangerous substances – Laktestning av byggprodukter*.
- EN 16687:2023 *Construction products: Assessment of release of dangerous substances – Spridning av ämnen till grundvatten, ytvatten och jord*.
- EN 17197:2023 *Construction products: Assessment of release of dangerous substances - Analysis of inorganic substances in eluates and digests – Totalhaltstestning av icke-organiska ämnen med kungsvatten*.

Vid produktion av ballast för betong så finns det ytterligare krav på exempelvis klorid, sulfater, svavelhalt och sulfidhalt enligt EN-1744-1-2010 *Tests for chemical properties of aggregates*.

CE		
Företag, Box 21, SE-105 00		
07		
EN 13242:2002+A1:2007		
Ballast för hydrauliskt bundna och obundna material till väg- och anläggningsbyggande		
Kornform	Deklarerat värde	(Ff)
Kornstorlek	Beteckning och toleranskategori	(d/D) (t ex G ₀ 80-20)
Korndensitet	Deklarerat värde	(Mg/m ³)
Renhet		
Finmaterialhalt	Kategori	(t ex f ₁₆)
Finmaterialkvalitet	Klarar/klarar ej gränsvärde/ Deklarerat värde	(%, MB, SE)
Andel korn med krossade ytor	Kategori	(t ex C _{90/3})
Motstånd mot fragmentering/krossning	Kategori	(t ex LA ₆₀)
Volymstabilitet	Kategori	(t ex V ₅)
Vattenabsorption/insugning	Deklarerat värde	(vikt-%)
Sammansättning/halt		
Klassificering av grov återvunnen ballast	Kategori	(t ex Rc ₉₀ , X ₁ , FL ₁₀)
Vattenlösliga sulfater hos återvunnen ballast	Kategori	(t ex SS _{0,1})
Syralösliga sulfater	Kategori	(t ex AS _{0,2})
Total svavelhalt	Kategori	(t ex S _{HR})
Beståndsdelar som förändrar bindings- och hårdnandeförloppet hos hydrauliskt bundna material	Klarar/klarar ej gränsvärde	(Tillstyvnads- tid i min och tryckhåll- fasthet S %)
Motstånd mot nötning	Kategori	(t ex M _{DE25})
Utsläpp av tungmetaller genom lakning	Gränsvärden som gäller på platsen för användning	
Utsläpp av andra farliga ämnen	t ex Ämne X: 0,2 µm ³	
Frostbeständighet	Kategori	(t ex F ₄ eller MS ₂₅)

Figur 9-1 Exempel från SS-EN 13242 hur en CE-märkning av ballastprodukt kan se ut.

10 Slutsatser och förslag på vidare arbete

Den beräkningsmetod och de riktvärden som presenteras i denna rapport är tänkta att skapa en samsyn kring miljöbedömningen av bergmaterialprodukter för anläggningsändamål.

Förslag till branschspecifika riktvärden framtagna för att användas vid en allmän användning av bergmaterial ges både avseende fastfashalt och lakhalt för relevanta ämnen, se tabell 10-1. Riktvärden för fastfashalter avseende människors hälsa är framtagna för ämnen där halter i bergmaterial skulle kunna påverka människors hälsa. Riktvärden för lakning utgår från lakegenskaper för bergmaterial utvärderade från analyser av lakvatten och fastfashalter från "Nordens största bergmaterialtest" från Sveriges och Norges ledande bergmaterialeleverantörer (Zide, 2022). Lakningsriktvärden tar hänsyn till risker relaterade till föroreningar i yt- och grundvatten och utgår från accepterade haltkriterier för vatten.

De framtagna riktvärdena kan dels användas för att bedöma de miljö- och hälsomässiga förutsättningarna att använda olika bergmaterial från en täkt, dels för att testa den färdiga produkten inför en deklaration av materialegenskaper. I det senare fallet är det viktigt att provtagning görs så att fastfashalter och lakbara halter blir representativa för slutprodukten. Miljöriskmodellen kan även ligga till grund för att ta fram kriterier för återvinning och produktifiering av bergmaterial.

Även ett förslag på indikativa fastfashalter för när laktest bör genomföras för bergmaterialet redovisas. Dessa kan användas för att optimera antalet laktest. Den indikativa nivån kan variera mellan olika bergtäkter och bergarter. Rekommendationen är därför att initialt genomföra ett antal fastfasanalyser och laktester för att avgöra om förhållandena vid den aktuella platsen skulle föranleda att de indikativa nivåerna justerades. I det fall bergproverna även karaktäriseras avseende bergart bör ett större underlag även kunna ge en korrelation mellan bergsammansättningen och lakbarheten.

Tabell 10-1 Förslag till branschspecifika riktvärden för bergmaterial.

Ämne	Fastfashalter (mg/kg TS)		Lakbar halt vid L/S=10 (mg/kg TS)
	Riktvärden för ämnen som kan medföra hälsoeffekter	Indikativ nivå för laktest	Riktvärden för lakning av bergmaterial
As	40	10	0,22
Ba		500	40
Cd	35	1	0,014
Co	400	100	0,32
Cr		120	2,7
Cu		100	0,8
Hg	0,5	0,5	0,02
Mo		40	1,3
Ni		100	1,1
Pb	80	50	0,3
Sb		12	0,13
Se		2	0,11
V		250	0,5
Zn		500	2,5

En viktig del av bedömningen är uttag av prover samt val av analyser. En representativ provtagning är avgörande för en korrekt testning och miljöriskbedömning av bergmaterialprodukter. Vi rekommenderar därför att en branschgemensam vägledning tas fram för provtagning och testning av bergmaterial. Ett viktigt fokus i vägledningen bör vara att metodiken anpassas till de bergmaterialprodukter som framställs, detta för att de lakbara halterna ska vara representativa för det aktuella bergmaterialet, avseende bergartstyper och storleksfraktioner.

Förslaget på branschspecifika riktvärden är baserat på egenskaper relaterade till de bergmaterial som testades i bergmaterialtestet (Zide, 2022). I det fall ett bergmaterial har tydligt avvikande egenskaper, till exempel sulfidförande bergmaterial, bör en materialspecifik riskbedömning göras för materialet. En större studie för specifikt sulfidförande bergmaterial där lakbara halter och fastfashalter analyseras för en större mängd material kan ligga till grund för en utredning om de materialspecifika riktvärden som presenteras i denna rapport även är lämpliga för sulfidförande bergmaterial.

I bergmaterialtestet analyserades en större mängd ämnen än den som det har beräknats riktvärden för. Ämnen som ytterligare skulle kunna vara aktuella är nitrat, fluorid, klorid och sulfat. Då dessa ämnen förväntas transporteras som anjoner bör det utredas hur dessa kan lakas ut från en större konstruktion samt vilken sorption i underliggande jord som kan förväntas. Även riktvärden för uran kan vara relevanta, i detta fall bör dock ytterligare studier av lämpliga haltkriterier för ytvatten göras för att kunna ta fram relevanta riktvärden.

Många av ämnena ligger under detektionsgränsen i en eller flera analyser i bergmaterialtestet, vilket resulterar i en osäkerhet i beräkning av kappavärden, för till exempel arsenik. En känslighetsanalys för hur en variation av kappavärden påverkar riktvärdena för de olika ämnena bör därför genomföras. Vidare bör det undersökas om utlakningsförlopp kan behöva beskrivas av en funktion som är mer komplex än en avtagande exponentialfunktion.

Betongmaterial är ett annat material som skulle kunna återcirkuleras i samhället. Det skulle därför vara av värde att i en liknande studie för att ta fram förslag på riktvärden för återanvändning av betong.

11 Referenser

- Aalbers, Th G et al. (1996). Environmental quality of primary and secondary construction materials in relation to re-use and protection of soil and surface water. RIVM-report no.: 771402007. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.
- ASROCKS (2014). Guidelines for Sustainable Exploitation of Aggregate Resources in Areas with Elevated Arsenic Concentrations, Layman's Report, Geological Survey of Finland, GTK, Tampere University of Technology Finnish Environment Institute, SYKE.
- Avfall Sverige (2019). Uppdaterat beslutsstöd för återvinning av slaggrus i specifika asfalttäckta anläggningskonstruktioner, Avfall Sverige rapport 2019:14.
- Bendz D, Wik O, Jones C, Pettersson M och Elert M (2009). Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande, Värmeforsk rapport Q6-665.
- Blomqvist G, Edvardsson K, Gustafsson M och Wik O (2012). Damning från flygskestabiliserade grusvägar, Värmeforsk Q9-710.
- Eikelboom R T, Ruwiel E och Goumans J J M (2001). The building materials decree: an example of a Dutch regulation based on the potential impact of materials on the environment, Waste Management 21 (2001) 295-302.
- Ekvall A, von Bahr B, Andersson T, Lax K och Åkesson U (2006). Lakegenskaper för naturballast. Bergmaterial och moräner, Värmeforsk rapport 961,
- Elert M, Fanger G, Höglund L O och Jones C (2006). *Laktester för riskbedömning av förorenade områden*. Naturvårdsverkets Kunskapsprogram Hållbar Sanering, NV Rapport 5535.
- Elert M och Yesilova H (2008). Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 2. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket Rapport 5867.
- EPA (2023). National End-of-Waste Decision EoW-N001/2023 of 12th September 2023 establishing criteria determining when recycled aggregate ceases to be waste under Regulation 28 of the European Union (Waste Directive) Regulations 2011 – 2020, EoW-N001/2023. Environmental Protection Agency Ireland.
- Finlex (2017). Statsrådets förordning om återvinning av vissa avfall i markbyggnad, 843/2017.
- Gustafsson M, Blomqvist G och Wik O (2006). Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska, Värmeforsk Q4-290.
- van Genuchten M Th och Alves W J (1982): Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation, Technical Bulletin 1661, United States Department of Agriculture.
- Haeger-Eugensson M, Tang L, Ferm M och Peterson K (2014). Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier Delrapport Nordkalk, Rapport B2165, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Haeger-Eugensson M, Bjurbäck A, Nygren H, Janhäll S, Hultberg K, Gustavsson M, Achberger C, Ramos Garcia M och Linsterin F (2018). Damning och buller vid byggarbetsplatser, FUD Projekt Trafikverket, COWI, VTI.
- HaV (2016). Miljögifter i ytvatten - klassificering av status, HaV rapport 2016:26.
- HaV (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25.
- Hjelmar O, Bjerre Hansen J, Wahlström M och Wik O (2016). End-of-Waste Criteria for Construction & Demolition Waste, Tema Nord 2016_524. Nordiska Ministerrådet.
- IAEA (2001). Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment, Safety Report Series No 19.
- IVL (2014). Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier, Delrapport Nordkalk.

- Jansson C (2008). *Schaktmassor som inert avfall. En vägledning för entreprenörer*. Examensarbete, Geovetenskapliga programmet, Göteborgs universitet.
- Larsson, M A och Gustafsson J P (2015). Vanadin i mark – kemi och ekotoxicitet, Rapport 18, Institutionen för mark och miljö, SLU.
- Livsmedelsverket (2022). Livsmedelsverkets föreskrifter om Dricksvatten, LIVSFS 2022:12.
- MARA (2016). Taustaselvitys rakentamisen maa-ainesjätteiden ja eräiden muiden jätteiden hyödyntämistä koskevaa asetusvalmistelua varten (MASA- ja MARA-asetukset). SYKE, Finland.
- Miljødirektoratet (2020). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020, Vejleder M-608.
- Miljøstyrelsen (2009). Håndtering af letter forurennet jord. Fase 1. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 1285.
- Miljøstyrelsen (2015) Spredning af problematiske stoffer ved materialenytiggørelse af asfalt til vejbygningsformål. Miljøprojekt nr. 1731. Miljøstyrelsen, Danmark.
- Miljøstyrelsen (2018). Modellering af udvaskning af problematiske stoffer fra beton og tegl. Miljøprojekt nr. 2055. Miljøstyrelsen, Danmark.
- Miskovsky K, Bida J, Arvidsson H, Göransson M, Andersson J, Lövgren L och Johansson E (2022). Utveckling av effektiva och relevanta metoder för edömning av bergmaterial innehållande metalförande sulfidmineral. Slutrapport, R41912:00-04, Envix Nord AB.
- Naturvårdsverket (2010). Återvinning av avfall i anläggningsarbeten - Handbok 2010:1.
- Naturvårdsverket (2016). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. September 2009. Uppdaterade bilagor, juni 2016.
- Naturvårdsverket (2020). Förslag till allmänna regler för vissa verksamheter som hanterar avfall. Komplettering av redovisning av regeringsuppdraget att utreda undantag från tillstånds- och anmälningsplikt för hantering av vissa avfallsslag för anläggningsändamål (M2019/00996/R, M2019/01082/R M2017/02593/R), NV-07431-17.
- Naturvårdsverket (2022). Hantering av schaktmassor och annat naturligt förekommande material som kan användas för anläggningsändamål. Redovisning av regeringsuppdrag. Ärendenummer NV-01151-21, Skrivelse 2022-05-31.
- Naturvårdsverket (2023a). Platsspecifika riktvärden. Beräkningsprogram, version 2.2, 22 februari 2023.
- Naturvårdsverket (2023b). Nationella marktäckedata 2018 basskikt. Produktbeskrivning. Utgåva 2.3.
- Naturvårdsverket (2023c). Masshantering och användning av massor för anläggningsändamål, version 3, 2023-01-30.
- Naturvårdsverket (2024). Riskbedömning för hållbar masshantering, Remissversion, 2024-04-04.
- NGI (2021). Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn, Rapport M-2172, Norges Geotekniske Institutt.
- Parviainen A et al. (2015). Arsenic in bedrock, soil and groundwater — The first arsenic guidelines for aggregate production established in Finland, Earth-Science Reviews 150 (2015) 709–723.
- van Praagh M, Johansson M, Fagerqvist J, Grönholm R, Hansson N och Svensson H (2017). Beslutsstöd för återvinning av slaggrus i specifika asfaltstäckta anläggningskonstruktioner, Rapport 2017:04. Avfall Sverige.
- van Praagh M (2020). Beslutsstöd vid återvinning. Stöd till anmälan av återvinning av avfall i konstruktioner – material från bygg- och anläggningsverksamheter, ID:13768, SBUF.
- Riddar J B, Gylestam D, Spanne M, Dalene M och Skarping G (2011). Mätning av partikelhalter vid hantering av avfall i Vankiva och på Beleverket, Arbetsmiljökemi, Stockholms universitet.

RIVM (2009). Aanvulling milieurisicogrenzen voor negen sporenelementen Afleiding volgens Kaderrichtlijn Water-methodiek, RIVM Report 601714011, National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands.

RIVM (2024). Besluit kwaliteit leefomgeving, Geldend van 01-07-2024, <https://wetten.overheid.nl/BWBR0041313/2024-07-01>

SCB (2024). Vägarealer i hektar per vägkategori efter region och arealtyp. År 2010 – 2020. Statistikdatabasen, Markanvändningen i Sverige (MaiS). https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_MI_MI0803_MI0803A/VagArealKategori/

SGF (2013). SGF Fälthandbok Undersökningar av förorenade områden, Rapport 2:2013

SGI (2021). Bedömning av förorenade områdets belastning på yt- och grundvatten, Statens geotekniska institut.

SGU (2016). Normbrunn-16. Vägledning för att borra brunn, Sveriges geologiska undersökning.

SGU (2024a). Grus, sand och krossberg 2023, Periodiska publikationer 2024:3

SGU (2024b).Handledning. Bedömningsgrunder för grundvatten. Arsenik. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/arsenik/>

SGU (2024c). Bergartskemi, <https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/geologiska-data/berggrund--geologisk-data/bergartskemi/>

SMHI (2023). Leveransbeskrivning SVAR version 2016:8, 2023-09-16.

Trafikverket (2017). TDOK 2014:0530 3.0, Krav Obundna lager i vägkonstruktioner.

Trafikverket (2021). 7139 Arbetsplan kap 4–6.

Trafikverket (2022a). Miljöklassificering och bedömning av jordmassor, TDOK 2022:063.

Trafikverket (2022b). Miljöklassificering och bedömning av jordmassor, TDOK 2022:064.

Trafikverket (2023). Vägöverbyggnad. Överbyggnad väg, Dimensionering och utformning, KRAV, TRVINFRA-00224.

Trafikverket (2024). Vägutformning. KRAV, TRVINFRA-00396.

Zide C (2022). Nordens största bergmaterialtest. Nätverket för end-of-waste. Tillgänglig på: bit.ly/4lskWhb [Hämtad 15 april 2025].

Personlig kommunikation

Jussi Reinikainen, Ymparistö/SYKE. Pers komm.

Bilaga A. Uttagsrapporter från riktvärdesmodellen för fastfashalter

A1. Uttagsrapporter för beräkning av hälsobaserade riktvärden för fastfas gällande allmänheten

Indata för beräkning av riktvärden

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning av scenariot		Val av generellt scenario (gulbruna celler)	
Scenariots namn: 35-dagar allmänheten Hg-ångor		Hämta generellt scenario: KM	
Beskrivning: Boende total. Markmiljön, grundvattenskydd och ytvattenskydd beaktas ej här, bara hälsa. Halten av damm i inomhusluft är satt till 75 µg/m ³ och i utomhusluft till 100 µg/m ³ . Utspädning Hg-ångor i jord		Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)	
		Hämta eget scenario: 35-dagar allmänheten Hg-å	
Val av ämnen			
Ämne 1: Antimon berg	Ämne 9: Kvicksilver berg	Ämne 17:	
Ämne 2: Arsenik berg	Ämne 10: Molybden berg	Ämne 18:	
Ämne 3: Barium berg	Ämne 11: Nickel berg	Ämne 19:	
Ämne 4: Bly berg	Ämne 12: Vanadin berg	Ämne 20:	
Ämne 5: Kadmium berg	Ämne 13: Zink berg	Ämne 21:	
Ämne 6: Kobolt berg	Ämne 14:	Ämne 22:	
Ämne 7: Koppar berg	Ämne 15:	Ämne 23:	
Ämne 8: Krom tot berg	Ämne 16:	Ämne 24:	
Beaktade exponeringsvägar			
☒ Intag av jord	☒		
☒ Hudkontakt med jord/damm	☒		
☒ Inandning av damm	☒		
☒ Inandning av ånga	☒		
☐ Intag av dricksvatten	☒		
☒ Intag av växter	☒		
☐ Uppskattningshalt i fisk	☐		
KM			
Exponeringsparametrar			
Intag av förorenad jord			
Exponeringstid barn	35	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	35	365	dag/år
Hudkontakt med jord/damm			
Exponeringstid barn	35	120	dag/år
Exponeringstid vuxna	35	120	dag/år
Inandning av damm			
Exponeringstid barn	35	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	35	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	0,67	1	-
Inandning av ånga			
Exponeringstid barn	365	365	dag/år
Exponeringstid vuxna	365	365	dag/år
Andel inomhusvistelse	0,67	1	-
Intag av växter			
Konsumtion, barn	0,25	0,25	kg/dag
Konsumtion, vuxna	0,4	0,4	kg/dag
Andel från odling på plats	0,02	0,1	-
Jord- och grundvattenparametrar			
KM			
Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003	0,000003	kg/dm ³
Torrtdensitet	1,8	1,5	kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,005	0,02	kg/kg
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³
Total porositet	0,35		dm ³ /dm ³
Förorenat område			
KM			
Områdets längd	200	50	m
Områdets bredd	200	50	m
☐ Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan			
Mäktighet under gv-ytan	1		m
Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft			
KM			
Luftvolym inne i byggnad	240	240	m ³
Luftomsättning i byggnad	12	12	dag ⁻¹
Yta under byggnad	100	100	m ²
Djup till förorening	20	0,35	m
Utspädning till inomhusluft	12934	Kvicksilver berg	
Utspädning till utomhusluft	2816202		
Transportmodell - Grundvatten			
KM			
Grundvattenbildning	100	100	mm/år
Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05	1,00E-05	m/s
Hydraulisk gradient	0,03	0,03	m/m
Akviferens mäktighet	10	10	m
Avstånd till brunn	0	0	m
Utspädning till grundv. (brunn)	7		ggr

Transportmodell - Ytvatten		KM	
☒ Sjö		☒	
☐ Rinnande vattendrag		☐	
Sjöns volym	1,00E+06	1000000	m³
Sjöns omsättningstid	0,0001	1	år
Flöde i rinnande vattendrag	0,03171	0,03171	m³/s
Modellens utspädning	2500000		ggr

Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer		KM	
☐ Porluft till inomhusluft	15000	~6000	ggr
☐ Porluft till utomhusluft	10000	~600000	ggr
☐ Porvatten till grundvatten	55	14	ggr
☐ Porvatten till ytvatten	4000	4000	ggr

Transportmodeller - Beräknade vattenflöden		KM	
Flöde genom föroren. massor	4000,0		m³/år
Flöde genom akviferen	18921,6		m³/år

Skydd av markmiljö		KM	
☒ Använd KM-värden i ämnesdatabas	☒		
☐ Använd MKM-värden i ämnesdatabas	☐		
☐ Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö		☒	

Skydd av grundvatten samt justeringar		KM	
☐ Skydd av grundvatten beaktas	☒		
☒ Justering för bakgrundshalt	☒		

Skydd av grundvatten - Utspädning:		KM	
☐ Egen utspädningsfaktor		☐	
Avstånd till skyddat gv	200	0	m
Egen utspädningsfaktor	55	14	ggr
Utspädning till skyddat gv	9		ggr

Utgagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **35-dagar allmänheten Hg-ångor**

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning

Boende total. Markmiljön, grundvattenskydd och ytvattenskydd beaktas ej här, bara hälsa. Halten av damm i inomhusluft är satt till 75 µg/m³ och i utomhusluft till 100 µg/m³. Utspädning Hg-ångor i jord

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon berg	1 500	mg/kg	Intag av jord	
Arsenik berg	60	mg/kg	Intag av växter	
Barium berg	6 000	mg/kg	Intag av jord	
Bly berg	80	mg/kg	Intag av växter	
Kadmium berg	35	mg/kg	Intag av jord	
Kobolt berg	400	mg/kg	Intag av jord	
Koppar berg	50 000	mg/kg	Inandning av damm	
Krom tot berg	400 000	mg/kg	Intag av jord	
Kvikksilver berg	0,80	mg/kg	Inandning av ånga	
Molybden berg	3 500	mg/kg	Intag av jord	
Nickel berg	1 200	mg/kg	Inandning av damm	
Vanadin berg	3 000	mg/kg	Intag av jord	
Zink berg	100 000	mg/kg	Intag av jord	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	agar allmänheten Hg-å	KM		
WARNING! Orealistiska indata !				
Kontrollera röd-markerade värden !				
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Beräknas separat. (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	35	365	dag/år	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	35	365	dag/år	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	35	120	dag/år	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	35	120	dag/år	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	35	365	dag/år	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	35	365	dag/år	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0,67	1	-	Tider korrigerade för genomsnittlig tid för anläggningsarbete per år. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0,67	1	-	Antas att personer intill vägen tillbringar 67 % av sin tid inomhus (obl)
Andel växter från odling på plats	0,02	0,1	-	Antas att 2 % av konsumtionen av grönsaker och frukt kommer från odlingar som påverkats av damm från anläggningen (obl)
Torrdensitet	1,8	1,5	kg/dm ³	Materialspecifik (obl)
Halt organiskt kol	0,005	0,02	kg/kg	Materialspecifik (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Materialspecifik (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Materialspecifik (obl)
Längd på förorenat område	200	50	m	Antaget anläggning på 40 km ² . (obl)
Bredd på förorenat område	200	50	m	Antaget anläggning på 40 km ² . (obl)
Djup till förorening	20	0,35	m	Antaget horisontell ångtransport (obl)
Sjöns omsättningstid	0,0001	1	år	Skydd av utvatten beräknas separat. (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs		Skydd av markmiljö beräknas separat. (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Skydd av grundvatten beräknas separat. (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Exponeringsår som barn	2	6	år	Tider korrigerade för tid för anläggningsarbete under livstid. (obl)
Exponeringsår som vuxen	12	74	år	Tider korrigerade för tid för anläggningsarbete under livstid. (obl)
Halt av jordpartiklar i inomhusluft	0,075	0,0075	mg/m3	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Halt av jordpartiklar i utomhusluft	0,1	0,01	mg/m3	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Andel partiklar från förorenat område i inomhusluft	1	0,5	-	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Andel partiklar från förorenat område i utomhusluft	1	0,5	-	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Anriktningsfaktor halt i partiklar / halt i jord	1	5	-	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Egendefinierade ämnen				
Följande ämnen är egendefinierade:				
- Antimon berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Arsenik berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Barium berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Bly berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Kadmium berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Kobolt berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Koppar berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Krom tot berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Kvicksilver berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Molybden berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Nickel berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Vanadin berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Zink berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Antimon berg	3900	16000	13000	beaktas ej	beaktas ej	4700	1600	data saknas	data saknas	1600	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	20000	1600	0,3	1 500		
Arsenik berg	200	550	840	beaktas ej	beaktas ej	120	62	data saknas	100	62	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	230000	62	10	60		
Barium berg	13000	160000	63000	beaktas ej	beaktas ej	16000	6100	data saknas	data saknas	6100	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	6100	80	6 000		
Bly berg	220	1600	13000	beaktas ej	beaktas ej	160	85	1000	data saknas	85	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	85	20	80		
Kadmium berg	94	11000	130	beaktas ej	beaktas ej	110	36	250	data saknas	36	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	10000	36	0,2	35		
Kobolt berg	910	11000	6300	beaktas ej	beaktas ej	1100	440	data saknas	data saknas	440	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	150000	440	10	400		
Koppar berg	330000	ej begr.	63000	beaktas ej	beaktas ej	390000	46000	data saknas	data saknas	46000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	46000	30	50 000		
Krom tot berg	980000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	450000	data saknas	data saknas	450000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	450000	30	400 000		
Kvikksilver berg	60	720	5000	0,77	beaktas ej	72	0,75	data saknas	data saknas	0,75	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1500	0,75	0,1	0,80		
Molybden berg	6500	78000	750000	beaktas ej	beaktas ej	7800	3400	data saknas	data saknas	3400	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	60000	3400	1	3 500		
Nickel berg	7800	94000	1600	beaktas ej	beaktas ej	9400	1100	data saknas	data saknas	1100	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	750000	1100	25	1 200		
Vanadin berg	5900	70000	63000	beaktas ej	beaktas ej	7100	2900	data saknas	data saknas	2900	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	2900	40	3 000		
Zink berg	200000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	240000	100000	data saknas	data saknas	100000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	100000	70	100 000		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: 35-dagar allmänheten Hg-ångor
Generellt scenario: KM

A2. Uttagsrapporter för beräkning av hälsobaserade riktvärden för fastfas gällande arbetare

Indata för beräkning av riktvärden

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning av scenariot

Scenariots namn:
Arbetare

Beskrivning:
Arbetare vid anläggningskonstruktionen. Markmiljön, grundvattenskydd och ytvattenskydd beaktas ej här. Halten av damm i utomhusluft är satt till 100 µg/m³.

Val av generellt scenario (gulbruna celler)

Hämta generellt scenario: MKM

Val av eget scenario (data till vita inmatningsceller)

Hämta eget scenario: Arbetare

Val av ämnen

Ämne 1: Antimon berg	Ämne 9: Kvicksilver berg	Ämne 17:
Ämne 2: Arsenik berg	Ämne 10: Molybden berg	Ämne 18:
Ämne 3: Barium berg	Ämne 11: Nickel berg	Ämne 19:
Ämne 4: Bly berg	Ämne 12: Vanadin berg	Ämne 20:
Ämne 5: Kadmium berg	Ämne 13: Zink berg	Ämne 21:
Ämne 6: Kobolt berg	Ämne 14:	Ämne 22:
Ämne 7: Koppar berg	Ämne 15:	Ämne 23:
Ämne 8: Krom tot berg	Ämne 16:	Ämne 24:

Beaktade exponeringsvägar

☒ Intag av jord
☒ Hudkontakt med jord/damm
☒ Inandning av damm
☒ Inandning av ånga
☐ Intag av dricksvatten
☐ Intag av växter
☐ Uppskattning av halt i fisk

MKM

Exponeringsparametrar

Intag av förorenad jord	MKM
Exponeringstid barn	0 60 dag/år
Exponeringstid vuxna	200 200 dag/år
Hudkontakt med jord/damm	
Exponeringstid barn	0 60 dag/år
Exponeringstid vuxna	120 90 dag/år
Inandning av damm	
Exponeringstid barn	0 60 dag/år
Exponeringstid vuxna	200 200 dag/år
Andel inomhusvistelse	0 1 -
Inandning av ånga	
Exponeringstid barn	0 60 dag/år
Exponeringstid vuxna	200 200 dag/år
Andel inomhusvistelse	0 1 -
Intag av växter	
Konsumtion, barn	0 0 kg/dag
Konsumtion, vuxna	0 0 kg/dag
Andel från odling på plats	0 0 -

Scenariospecifika modellparametrar

☐ Använd KM-värden i modellen
☒ Använd MKM-värden i modellen

Jord- och grundvattenparametrar

Halt löst/mobilt organiskt kol	0,000003 0,000003 kg/dm ³
Torr densitet	1,5 1,5 kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,02 0,02 kg/kg
Vattenhalt	0,07 0,32 dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,33 0,08 dm ³ /dm ³
Total porositet	0,4 dm ³ /dm ³

Förorenat område

Områdets längd	50 50 m
Områdets bredd	50 50 m
☐ Riktvärdet avser endast jord under grundvattenytan	
Mäktighet under gv-ytan	1 m

Transportmodell - Ånga till inom- och utomhusluft

Luftvolym inne i byggnad	240 240 m ³
Luftomsättning i byggnad	12 12 dag ⁻¹
Yta under byggnad	100 100 m ²
Djup till förorening	0,35 0,35 m
Utspädning till inomhusluft	1295 Kvicksilver berg
Utspädning till utomhusluft	22543

Transportmodell - Grundvatten

Grundvattenbildning	100 100 mm/år
Hydraulisk konduktivitet	1,00E-05 1,00E-05 m/s
Hydraulisk gradient	0,03 0,03 m/m
Akviferens mäktighet	10 10 m
Avstånd till brunn	200 200 m
Utspädning till grundv. (brunn)	47 ggr

Transportmodell - Ytvatten		Transportmodeller - Egna utspädningsfaktorer	
☒ Sjö ☐ Rinnande vattendrag		☐ Porluft till inomhusluft ☐ Porluft till utomhusluft ☐ Porvatten till grundvatten ☐ Porvatten till ytvatten	
Sjöns volym		MKM	
Sjöns omsättningstid		MKM	
Flöde i rinnande vattendrag		MKM	
Modellens utspädning		MKM	
1,00E+06		6000 ~6000 ggr	
1000000 m³		600000 ~600000 ggr	
0,00001		47 47 ggr	
0,03171		4000 4000 ggr	
0,03171 m³/s			
400000000 ggr			
		Transportmodeller - Beräknade vattenflöden	
		Flöde genom föroren. massor	
		Flöde genom akviferen	
		250,0 m³/år	
		4730,4 m³/år	
Skydd av markmiljö		Skydd av grundvatten - Utspädning:	
☐ Använd KM-värden i ämnesdatabas		☐ Egen utspädningsfaktor	
☒ Använd MKM-värden i ämnesdatabas		☐ Avstånd till skyddat gv	
☐ Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö		☐ Egen utspädningsfaktor	
		200 200 m	
		47 47 ggr	
		47 47 ggr	
Skydd av grundvatten samt justeringar			
☐ Skydd av grundvatten beaktas			
☒ Justering för bakgrundshalt			

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: Arbetare

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning

Arbetare vid anläggningskonstruktionen. Markmiljön, grundvattenskydd och ytvattenskydd beaktas ej här. Halten av damm i utomhusluft är satt till 100 µg/m³.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Antimon berg	4 000	mg/kg	Inandning av damm	
Arsenik berg	40	mg/kg	Intag av jord	
Barium berg	18 000	mg/kg	Inandning av damm	
Bly berg	700	mg/kg	Intag av jord	
Kadmium berg	50	mg/kg	Inandning av damm	
Kobolt berg	1 500	mg/kg	Inandning av damm	
Koppar berg	25 000	mg/kg	Inandning av damm	
Krom tot berg	ej begr.	mg/kg		
Kviksilver berg	5,0	mg/kg	Inandning av ånga	
Molybden berg	25 000	mg/kg	Intag av jord	
Nickel berg	700	mg/kg	Inandning av damm	
Vanadin berg	12 000	mg/kg	Inandning av damm	
Zink berg	800 000	mg/kg	Intag av jord	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Arbetare	MKM		
WARNING! Orealistiska indata !				
Kontrollera röd-markerade värden !				
Exp.tid barn - intag av jord	0	60	dag/år	Endast arbetande vuxna. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	0	60	dag/år	Endast arbetande vuxna. (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	120	90	dag/år	Ökad risk för exponering av damm. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	0	60	dag/år	Endast arbetande vuxna. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Endast arbete utomhus. (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	0	60	dag/år	Endast arbetande vuxna. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Endast arbete utomhus. (obl)
Vattenhalt	0,07	0,32	dm³/dm³	Materialspecifikt (obl)
Andel porluft	0,33	0,08	dm³/dm³	Materialspecifikt (obl)
Sjöns omsättningstid	0,00001	1	år	Skydd av ytvatten beräknas separat. (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning	utförs ej	utförs		Skydd av markmiljön beräknas separat. (obl)
hälsa/miljö				
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Skydd av grundvatten beräknas separat. (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Exponeringsår som barn	6	6	år	Tider korrigerade för tid för anläggningsarbete under livstid. (frv)
Exponeringsår som vuxen	40	59	år	Tider korrigerade för tid för anläggningsarbete under livstid. (obl)
Halt av jordpartiklar i inomhusluft	0,075	0,0075	mg/m3	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Halt av jordpartiklar i utomhusluft	0,1	0,01	mg/m3	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Andel partiklar från förorenat område i inomhusluft	1	0,5	-	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Andel partiklar från förorenat område i utomhusluft	1	0,5	-	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Anriktningsfaktor halt i partiklar / halt i jord	1	5	-	Ökad damning vid anläggningsarbete. (obl)
Egendefinierade ämnen				
Följande ämnen är egendefinierade:				
- Antimon berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Arsenik berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Barium berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Bly berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Kadmium berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Kobolt berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Koppar berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Krom tot berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Kvicksilver berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Molybden berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Nickel berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Vanadin berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
- Zink berg				Korrigerig från separat beräkning av upptag i växter från damning. (obl)
Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".				

Riktvärden																Naturvårdsverket, version 2.2	
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten			
Antimon berg	19000	35000	5500	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	3800	data saknas	data saknas	3800	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	3800	0,3	4 000
Arsenik berg	77	140	370	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	44	data saknas	100	44	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	44	10	40
Barium berg	64000	350000	28000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	18000	data saknas	data saknas	18000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	18000	80	18 000
Bly berg	1100	3500	5500	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	710	1000	data saknas	710	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	710	20	700
Kadmium berg	460	26000	55	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	49	250	data saknas	49	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	49	0,2	50
Kobolt berg	4500	25000	2800	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1600	data saknas	data saknas	1600	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	1600	10	1 500
Koppar berg	ej begr.	ej begr.	28000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	27000	data saknas	data saknas	27000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	27000	30	25 000
Krom tot berg	ej begr.	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	data saknas	data saknas	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	ej begr.	30	ej begr.
Kvikksilver berg	290	1600	2200	5	beaktas ej	beaktas ej	4,9	data saknas	data saknas	4,9	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	240000	4,9	0,1	5,0
Molybden berg	32000	180000	330000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	25000	data saknas	data saknas	25000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	25000	1	25 000
Nickel berg	38000	210000	690	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	680	data saknas	data saknas	680	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	680	25	700
Vanadin berg	29000	160000	28000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	13000	data saknas	data saknas	13000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	13000	40	12 000
Zink berg	960000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	800000	data saknas	data saknas	800000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	800000	70	800 000

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Arbetare**
Generellt scenario: **MKM**

Bilaga B Underlag till konsekvensanalys

Skreven av Carl Zide på Massbalans Sverige AB, 0707943609, carl.zide@massbalans.com

För att förstå vilka konsekvenser den föreslagna miljöriskmodellen kommer innebära för branschen och samhället så har föreslagna riktvärden för totalhalter och lakhalter jämförts med bergmaterialtestets¹ 39 prov där komplett information finns med både totalhalter och lakteter men också med en databas från SGU² med ett urval av 7901 totalhaltstest från bergprover. SGUs databas innehåller analysresultat baserade på olika provtagningsmetoder och analysmetoder och urvalet är inte representativt för det material som används för ballastproduktion. Ibland finns en bergartsbedömning med, men oftast inte.

Sammanfattningsvis:

- Andelen berg som inte klarar de föreslagna hälsorelaterade riktvärden för totalhalt är litet. Ca 5% av bergproverna från SGUs databas. Endast ett av proverna i bergmaterialtestet överskred dessa riktvärden.
- Andelen berg som behöver laktetas baserat på indikativa totalhalter är troligtvis ca 10% av berg från bergmaterialtestet och mindre än 15% för bergprover från SGUs databas.
- Alla prover från bergmaterialtestet förutom tre kolonntester underskred de föreslagna riktvärdena för lakbarhet.

Berg som enligt föreslagen miljöriskmodell inte klarar riktvärdena kan användas på ett annat sätt där exponeringen av damm under konstruktion (hälsobaserade totalhalter) eller lakbarheten (miljöbaserade lakhalter) kan minska genom kortare exponering, krossning till grövre fraktion eller annan mer restriktiv användning.

¹ [2022-11-16 Nordens största bergmaterialtest - Nätverket för end-of-waste](#)

² [2024 SGU Bergarts kemi](#)

	MRR = skogsjord	KM = bostäder och dagis	MKM = handel & industri	MKM-IFA	Energiforsk 2006 medel n=21 täkter	2018-06 SGU Sura n=131 medel täkter	2018-06 SGU Basiska n=20 medel täkter	2022 Bergmateri altest n=39 medel	1970- 2024 SGU median n= 7901	Hälsorelaterade riktvärden, totalhalt där användning enligt förslaget är olämplig. Halt respektive andel test som överskrids.	Indikativa riktvärden: totalhalt då laktest rekommenderas för att säkerställa miljöskydd. Halt respektive andel test som överskrids.		
Arsenik As	10	10	25	1000	9.9	2.9	0.7	4.3	1	40	3%	10	8%
Kadmium Cd	0.2	0.8	12	1000	0.4	0.6		0.05	0.1	35	0%	1	3%
Kobolt Co		15	35	1000	44.3	9.2	40.9	8.7	8	400	0%	100	2%
Krom Cr	40	80	150	10000	43.0	145	239	30.9	30			120	9%
Koppar Cu	40	80	200	2500	26.7	14.7	29.1	17.2	9			100	11%
Kvicksilver Hg	0.1	0.25	2.5	50	0.00	0.039	0.047	0.009	0.01	0.5	2%	0.3	2%
Nickel Ni	35	40	120	1000	19.8	11.8	78.3	12.8	5			50	13%
Bly Pb	20	50	400	2500	21.3	21.4	5.9	7.1	7	80	2%	50	3%
Zink Zn	120	250	500	2500	70.0	66.8	124.9	56.5	52			200	4%
Vanadin V		100	200	10000		48.7	190.9	47.7	43			150	4%
Barium Ba		200	300	50000	415.0	676	485	92.9	498			500	0%
Antimon Sb		12	30	10000	0.7	0.8	0.5	0.1	0.1			12	0%
Molybden Mo		40	100	10000	2.1			1.6	1.0			40	1%
Selen Se					<0.5			0.08	0.5			2	7%

Sammanfattning av känslighetsanalysen visar att av proverna i SGUs databas på 7901 tester så överskrider ca 3% de hälsorelaterade riktvärdena för totalhalt och ca 15% överskrider de indikativa totalhalterna då laktest är att rekommendera. I denna tabell har hänsyn tagits till skillnaden på upplösning i trippelsyra respektive kungsvatten avseende andelen test som överskrider riktvärdena (de vita %-kolumnerna). Övriga data i tabellen är rådata och det kan noteras hur exempelvis barium skiljer sig mycket i de tester som gjorts med kungsvatten respektive trippelsyra. Skillnaden i fastfashalt mellan kungsvatten och trippelsyra kommer från tre olika studier.^{3 4 5} Betydelsen av skillnaden gäller företrädesvis prover med högre halter, medan exempelvis medianvärdet inte påverkas så mycket.

³ [2012-09-03 LT Case Study of the Relationship between Aqua Regia and Real Total Contents of harmful Trace Elements in Some European Soils](#)

⁴ [2019 Geological survey of Canada - choosing an appropriate digestion protocol](#)

⁵ [2020-07 PL The role of sample preparation methods in the trace element analysis](#)

Hur många material kommer inte klara hälsokravet

Vid en jämförelse med bergmaterialtestet så är det endast ett prov som har en förhöjd halt av arsenik som överskrider de rekommenderade hälsorelaterade totalhalterna för de 5 relevanta ämnena arsenik As, Bly Pb, Kadmium Cd, Kvicksilver Hg och Kobolt Co. Prov 7 har en totalhalt på 89.8 mg/kg arsenik As som överskrider det föreslagna riktvärdet på 40 mg/kg. En arsenikhalt på över 40 mg/kg i berg från en täkt anses ovanligt.

Denna halt är ovanlig och de föreslagna hälsorelaterade riktvärdena kommer troligtvis utesluta ca 5% av alla bergmaterial i Sverige vid en jämförelse med SGUs databas på 7800 bergtester. De föreslagna riktvärden som oftast överskrids är kobolt Co med riktvärdet 40 mg/kg i ca 5% av fallen och arsenik As i ca 3% av fallen.

Hur många bergmaterial kommer behöva laktestas

Vid en jämförelse med bergmaterialtestet så är det endast 4 av 35 täkter som kräver laktest vid jämförelse med de föreslagna indikativa riktvärdena då laktest är rekommenderat. Arsenik As överskrider i fyra fall då det föreslagna indikativa riktvärdet på 10 mg/kg arsenik: 12.4 mg/kg för prov 9, 13.3 för prov 4, 14.4 för prov 41 och 89.8 för prov 7. Detta betyder att ca 10% av täktberg i bergmaterialtestet har totalhalter där miljöriskmodellen rekommenderar att laktest görs.

Av de berg som finns i SGUs databas så kommer ca 13% av berget att överskrida de föreslagna indikativa riktvärden där laktest rekommenderas. Det är troligt att bara en mindre andel (mindre än 3%) av det berg som provtas kommer att överskrida föreslagna miljörelaterade riktvärden för lakhalt.

SGUs databas kan ge bakgrundsdata

SGUs databas omfattar totalt över 150 000 tester under tidsperioden 1970 fram till idag av olika bergmaterial varav de flesta är relaterade till gruvindustrin.⁶ Med hjälp av SGU så sorterades 7901 bergtester ut som kan antas spegla bakgrundshalten. Det finns fler osäkerheter i detta urval och det är troligt att det urval som gjorts troligtvis inkluderar en del prover som är gruvspecifika malmprover och därmed skulle överdriva totalhalterna. Den verkliga totalhalten på berg i Sverige är troligtvis lägre och detta urval ett slags värstafallscenario. Osäkerheten ökar vid en regional uppdelning på grund av färre mätpunkter och skillnader mellan regioner kan därför vara överdriven. I de många fall så samvarierar föroreningsgraden så att ett prov som har ett högt värde av ett ämne ofta har andra värden som också är förhöjda.

SGUs värden är överdrivna

En annan faktor som påverkar totalhalterna i SGUs databas är att de flesta av proverna har analyserats efter total upplösning i trippelsyra (saltsyra HCl, salpetersyra HNO₃ och fluorvätesyra HF) och inte kungsvatten (saltsyra HCl och salpetersyra HNO₃) vilket ger en partiell upplösning och är standard för produktbedömning och rekommenderat av Naturvårdsverket. Totalupplösning med trippelsyra ofta ger ca 10-90% högre halter jämfört med kungsvatten beroende på ämne.^{7 8 9} Detta är speciellt tydligt i de prover med högre halter, medan exempelvis medianen inte påverkas så mycket.

SGUs värden visar på regionala skillnader

Det finns en tydlig variation mellan olika regioner i Sverige vilket kan ses på efterföljande översikter. Notera att totalhalterna i dessa tabeller är rådata där en stor andel är test med upplösning med trippelsyra med överdrivna halter i förhållande till test med upplösning i kungsvatten. I sammanfattningen i början på denna bilaga har justering för respektive ämnas totalhalt baserat på kungsvatten gjorts.

⁶ [2024 SGU Bergartskemi](#)

⁷ [2012-09-03 LT Case Study of the Relationship between Aqua Regia and Real Total Contents of harmful Trace Elements in Some European Soils](#)

⁸ [2019 Geological survey of Canada - choosing an appropriate digestion protocol](#)

⁹ [2020-07 PL The role of sample preparation methods in the trace element analysis](#)

