

METODIK FÖR PROVTAGNING OCH ANALYS AV FÖRORENAD BETONG



Martijn van Praagh, Hanna Modin

2014-04-16

FÖRORD

Projektet som beskrivs i denna rapport syftar till att förbättra kunskapen och bedömningsunderlaget för förorenat byggmaterial, särskilt betong, samt om behandling genom slipning/borttagning kan underlätta återvinningen och om/vilka risker kvarstår.

Projektet finansierades med medel från SBUF som huvudfinansiär, Avfall Sverige, BT Kemi efterbehandling, Fortifikationsverket, Svevia och ALS (genom rabatterade analyskostnader) samt Sweco.

Inför starten respektive inom projektet har följande personer medverkat, antingen i arbets- eller i referensgruppen, och de tackas hjärtligt för sina insatser som har möjliggjort projektet:

Staffan Hintze och Susanne Svegerud, NCC, Eva Sköld, Lars Bevmo och Peter Englov, Svalövs kommun, Jon Moberg, Fortifikationsverket, Marie Asnac Eriksson, Svevia, Per Nilzén, Avfall Sverige, Jan Trygg och Kristina Ståhl-Gustavsson, WSP Environmental, Morten Christensen, ALS, samt Patrick van Hees, Eurofins.

Rapporten har författats av Martijn van Praagh (huvudförfattare) och Hanna Modin (medförfattare), Sweco Environment. Rapporten har granskats och reviderats med hjälp av Staffan Hintze och Susanne Svegerud, Eva Sköld, Lars Bevmo, Peter Englov, Jon Moberg och Marie Asnac Eriksson.

Malmö, 2014-04-16

SAMMANFATTNING

I många av landets pågående saneringsprojekt står man idag inför problematiken om hur förorenat bygg- och rivningsmaterial ska hanteras. Både entreprenörer som ska utföra rivning, tillsynsmyndigheter, återvinningsföretag och deponiägare saknar tydlig vägledning i frågan. Projektet som beskrivs i denna rapport syftade till att förbättra kunskapen och bedömningsunderlaget för förorenat byggmaterial, särskilt betong, samt om behandling genom slipning/borttagning kan underlätta återvinningen och om/vilka risker kvarstår. Projektet finansierades med medel från SBUF, Avfall Sverige, BT Kemi efterbehandling, Fortifikationsverket, Svevia och ALS (genom rabatterade analyskostnader).

Bedömningsgrunderna och jämförvärden som användes i rapporten är Avfallsförordningen respektive Avfall Sveriges handbok för klassificering av massor, maximala nivåer i Naturvårdsverkets handbok 2010:01, riktvärden från andra länder såsom Österrike och Finland samt miljökvalitetsnormer för vattenförekomster.

Betongen som undersöktes härstammar från 3 rivnings- och saneringsprojekt i fullskala: Ett tjärbestruket betongförråd, en tjärbehållare och betong från BT kemi efterbehandling. Betongen undersöktes med avseende på totalhalter av metaller, PAH respektive pesticider/övriga organiska ämnen. Mobiliteten av föroreningarna undersöktes med hjälp av lakteter (modifierade standardlakteter).

De viktigaste slutsatserna från studien är följande.

- PAH halter i tjärbestruken betong kan minskas betydligt både genom slipning eller annan borttagning av ytan (ca 0,1 eller 0,5 cm) så att återvinning i anläggningsarbete blir möjligt i enlighet med Naturvårdsverkets handbok (2010). Halter i dräneringsvatten från den återvunna betongen skulle kunna begränsas genom att fjärma små partikelfraktioner efter skärning/krossning.
- Att använda sig av totalhaltsanalyser för att fastställa halter och miljörisker med fenoxysyror och klorfenoler i betong verkar underskatta den verkliga halten/potentiella risker. Att mäta den totala utlakningen av föroreningar från betong kan möjligtvis bättre återge det verkliga innehållet för en riskbedömning än totalhaltsanalyser.
- Metallhalter i äldre, med organiska ämnen förorenad betong är troligen inget hinder för återvinning i anläggningsarbete i enlighet med Naturvårdsverkets handbok (2010).
- En förenklad modell för en 30 cm tjock återfyllning med behandlad respektive obehandlad betong tyder på att påtagliga halter av i förekommande fall PAH respektive pesticider skulle kunna förekomma i grundvatten om förutsättningar i modellen uppfylls.
- Det kan innebära både miljömässiga, ekonomiska och administrativa fördelar att behandla förorenad betong och möjliggöra återvinning på plats.

Följande frågor bör besvaras respektive följande slutsatser bör verifieras och undersökas närmare i framtiden.

- Representativitet av totalhaltsanalyser
- Verifiering av (icke-standardiserade) lakteter
- Lakning för en typisk blandning efter krossning till grund- och ytvatten
- Tegel
- Andra föroreningar
- Styrande processer i betongen, åldrande/vittring av betongen

Nyckelord: Förorenad betong, återvinning, lakteter, PAH, metaller, pesticider

SUMMARY

Many of remediation projects in Sweden currently face the problem of contaminated construction and demolition materials. Contractors performing the demolition, as well as legislators, recycling operators and landfill owners lack clear guidance on the issue. The aim of the project described in this report was to improve knowledge on and assess testing methods for contaminated concrete from demolition works. The scope was to elucidate whether treating concrete by, for example, removing the outmost layer, can be a feasible treatment method, and to study remaining risks after treatment. This project was financed with funds from SBUF (Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond, The Development Fund of the Swedish Construction Industry), Avfall Sverige (the Swedish Waste Management and Recycling association), BT Kemi remediation, Fortifikationsverket (Swedish Fortifications Agency), Svevia and ALS (the latter through discounted analysis costs).

The concrete examined originated from three full scale demolition and remediation projects: A tar coated concrete storage building, a concrete tar container and concrete from BT Kemi remediation, contaminated with different organic substances stemming from pesticide production. The concrete was examined for total concentrations of metals, PAHs and pesticides/other organic substances. The mobility of the contaminants was examined by leaching tests (modified standard leaching tests, which in practice means non-standardized tests). Most analysis of leachate from leachate tests were carried out in duplicates.

In this report total, content limits and other values for comparison were taken from the Swedish Waste Ordinance, The Swedish EPA's Manual of reuse waste for construction (report 2010:1), Swedish Waste Management's report on classification of contaminated soil, benchmarks from other countries such as Austria and Finland as well as environmental quality standards for water bodies.

The main conclusions of the study are as follows.

- PAH concentrations in tar coated concrete can be significantly reduced by removing the surface by grinding as well as cutting (removal of about 0.1 or 0.5 cm). This method can enable recovery of the construction material in accordance with the Environmental Protection Agency's Handbook (2010:1). Concentrations in drainage water from the concrete when recycled as back filling in earth constructions might be decreased by removing small particle fractions remaining from cutting/crushing.
- The total content of phenoxy acids and chlorophenols in concrete measured by standard analyses seems to underestimate the real content and the potential environmental risks. To measure the total leaching of contaminants from the concrete could possibly better reflect the real content and risk compared to total content analyses.
- Metal concentrations in old concrete contaminated with organic substances are probably not limiting its recovery in construction works according to the Environmental Protection Agency's Handbook (2010:1).
- A simplified model for a 30 cm thick layer of concrete refilled at the place of demolition was used to study the effect from treated and untreated concrete. The results indicate that significant levels of PAHs and pesticides could occur in groundwater given the assumptions of the model.

- Treating contaminated concrete and reusing it on the site of demolition could result in environmental, economic and administrative benefits.

The following questions should be answered and the following conclusions should be verified and explored in the future.

- Representativeness of total content analyses
- Verification of the (non-standard) leaching tests used in the study
- Leaching to groundwater and surface water from a of a typical mixture of crushed concrete used as back filling
- Contaminated brick
- Other pollutants than studied here, especially petroleum hydrocarbons
- Dominating processes determining the environmental risk in the concrete, aging/weathering of the concrete

Keywords: Contaminated concrete, recycling, leaching tests, PAHs, metals, pesticides

INNEHÅLL

1	INLEDNING	8
1.1	BAKGRUND	8
1.2	PROBLEMFÖRMULERING OCH SYFTE	8
1.3	PROJEKTETS HISTORIK	9
1.4	DELTAGARE OCH FINANSIERING	9
1.5	LAGAR, HANDBÖCKER OCH BRANSCHREGLER	9
1.5.1	<i>EU- och nationell lagstiftning</i>	9
1.5.2	<i>Miljömålen</i>	14
1.5.3	<i>Naturvårdsverkets handbok och generella riktvärden</i>	14
1.5.4	<i>Branschregler och rekommendationer</i>	16
1.5.5	<i>Utblick</i>	17
2	KUNSKAPSLÄGE	19
2.1	BYGG- OCH RIVNINGSAVFALL	19
2.1.1	<i>Sverige</i>	19
2.1.2	<i>Tyskland</i>	20
2.1.4	<i>Österrike</i>	21
2.1.5	<i>Finland</i>	22
2.1.6	<i>Jämförelse av olika rikt- och jämförvärden</i>	23
2.2	LAKTESTER FÖR UNDERSÖKNING AV BYGGNADSMATERIAL	25
3	METOD OCH MATERIAL	26
3.1	DELTAGANDE RIVNING-/SANERINGSPROJEKT	26
3.2	PROVTAGNING	27
3.2.1	<i>Betongförråd vid Eslöv</i>	27
3.2.2	<i>Tjärbehållare av betong vid Skruv</i>	28
3.2.3	<i>BT Kemi</i>	29
3.3	TEST- OCH ANALYSSTANDARDER OCH UPPLÄGG	29
3.3.1	<i>Analys av totalhalter</i>	30
3.3.2	<i>Lakteter</i>	31
3.3.3	<i>Analys av lakvätskor</i>	32
4	RESULTAT OCH DISKUSSION	33
4.1	PAH-FÖRORENAD BETONG	33
4.1.1	<i>Föroreningar i ytiskt och betongkroppen</i>	33
4.1.2	<i>Utlakning i skakteter</i>	35
4.1.3	<i>Ytutlakningstest</i>	38
4.2	FÖRORENAD BETONG FRÅN BT KEMI	40
4.2.1	<i>Totalhalter i betong</i>	40
4.2.2	<i>pH-statisk urlakning</i>	42
4.2.3	<i>Kolonntest</i>	45
4.2.4	<i>Lakbarhet</i>	47
4.3	RESULTAT FRÅN ANDRA, LIKNANDE STUDIER PÅ BYGG- OCH RIVNINGSAVFALL	49
4.4	SAMMANDRAGNING AV RESULTAT	50
5	ÖVERSIKTLIG "MILJÖEKONOMISK" BEDÖMNING	51
5.1	ÖVERSIKTLIG RISKBEDÖMNING	51
5.2	MÖJLIGHETER TILL ÅTERVINNING I ANLÄGGSARBETE	52
5.3	ÖVERSIKTLIG KOSTNADSKALKYL FÖR FASTIGHETSÄGARE/EXPLOATÖR	53

5.4	BEDÖMNING FÖR ÅTERVINNINGSFÖRETAG/DEPONIER	55
6	SLUTSATSER	57
7	UTBLICK OCH ÖPPNA FRÅGESTÄLLNINGAR.....	58
8	REFERENSER	59

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund

I många av landets pågående saneringsprojekt står man idag inför problematiken om hur förorenat byggnadsmaterial ska hanteras. Både entreprenörer som ska utföra rivning, tillsynsmyndigheter, återvinningsföretag och deponiägare saknar tydlig vägledning i frågan. För att bedöma risker och bestämma omhändertagandet av förorenat byggnadsmaterial använder man sig ofta av generella eller platsspecifika riktvärden för förorenad mark, alternativt av Avfallsförordningen SFS 2011:927), Avfall Sveriges Bedömningsgrunder för förorenade massor (Avfall Sverige rapport 2007:01) eller på sistone Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbete (Handbok 2010:01). Även provtagnings- och analystekniker är ofta samma som för förorenad mark eller avfall, både när det gäller analyser av totalhalter och när det gäller lakbarhet och mobilitet av föroreningar. Med tanke på att byggnadsmaterial i form av betong, tegel eller trä har helt andra egenskaper än jord eller jordliknande material kan man utgå ifrån att tillvägagångssättet och användning av ovanstående bedömningsgrunder inte nödvändigtvis är optimala. I många fall kan dessa till och med vara felvisande. Ett resurssnålt omhändertagande och ett ur miljö- och hälsoskyddssynpunkt rätt omhändertagande av förorenad byggnadsmaterial är förmodligen inte alltid säkerställt.

1.2 Problemformulering och syfte

Det finns ett behov av att ta fram en metodik för provtagning, analys och klassificering av förorenat byggnadsmaterial vilket som underlag för bedömning av vilket material som kan återanvändas efter rening/sanering och vilket material som behöver tas om hand utanför ett saneringsområde, till exempel genom vidare behandling eller deponering på återvinnings- eller deponeringsanläggningar.

Projektet som beskrivs i denna rapport syftar till att förbättra kunskapen och bedömningsunderlaget för förorenat byggmaterial, särskilt betong (och i mindre omfattning tegel). Skälet till att studien fokuserar på betong är att denna typ av byggnadsmaterial troligen svarar för den volymmässigt största andelen förorenat byggnadsmaterial.

Projektets övergripande syfte är att ta fram så representativa underlag som möjligt avseende föroreningshalter samt lakningsbenägenhet för olika föroreningar i främst betong och (om så föreligger) tegel, för att därigenom kunna bedöma om och hur materialet ska kunna återanvändas respektive återvinnas eller deponeras.

På senare år har återvinning av krossad betong som ballast i framställning av ny betong ökat, men fortfarande är huvudsaklig råvara naturgrus, vilket är en ändlig resurs. Projektet kan även skapa ett underlag för att ta fram riktvärden för förorenade byggnadsmaterial och därmed underlätta bedömningen av vilket material som kan återanvändas efter återvinnas.

I Miljömålet "God bebyggd miljö" som är ett av de 16 miljö kvalitetsmål som Sveriges Riksdag fattat beslut om står:

"Städer, tätorter och annan bebyggd miljö skall utgöra en god och hälsosam livsmiljö samt medverka till en god regional och global miljö. Natur- och kulturvärden skall tas tillvara och utvecklas. Byggnader och anläggningar skall lokaliseras och utformas på ett miljöanpassat sätt och så att en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas."

Miljö kvalitetsmålet God bebyggd miljö skall nås inom en generation och för att kunna uppnå målet har det satts upp delmål som ska nås under arbetets gång. Delmål 4 är "Uttag av naturgrus" vilket innebär att år 2010 ska uttaget av naturgrus i landet vara högst 12 miljoner ton per år. Under 2004 var det totala uttaget av naturgrus, morän och krossat berg (ballast) ca 77,4 miljoner ton, varav drygt 27 % utgjordes av naturgrus, alltså nästan 21 miljoner ton.

Projektet vill sträva efter en god hushållning med naturgrus och bidra till en långsiktig materialförsörjning där man i större utsträckning än idag skulle kunna använda sig av restprodukter vid t.ex. bygg- och anläggningsarbeten.

Resultaten från projektet förväntas vara till praktiskt hjälp vid många rivnings- och saneringsprojekt som bedrivs runt om i landet framöver. De ska även underlätta effektiv tillsyn samt bidra till att underlätta mottagning av förorenat byggnadsmaterial på avfallsanläggningar. Dessutom avses resultaten av projektet kunna komma till nytta för framtida framtagande av riktvärden för förorenat byggnadsmaterial.

1.3 Projektets historik

Inom saneringsprojektet BT Kemi Efterbehandling har man ställts inför problematiken om hur man ska hantera förorenat material, främst betong och tegel. Därför kallade år 2010 projektledarna för "BT Kemi Efterbehandling" till en workshop med syfte att diskutera olika problemställningar och utbyta erfarenheter utifrån olika saneringsprojekt med avseende på förorenad betong och tegel. I gruppen fanns representanter från BT Kemi Efterbehandling, saneringen av Klippans Läderfabrik, Fortifikationsverket, Länsstyrelsen i Skåne, Avfall Sverige, Svevia samt konsultföretagen WSP och Sweco. Som ett resultat av workshopen kom fram att det fanns en brist i kunskapen kring hur förorenade byggnadsmaterial ska provtas, analyseras, riskbedömas och slutligen klassificeras (om en borttransport av materialen till en avfallsmottagare avses). WSP (Jan Trygg som projektledare och Kristina Ståhl-Gustafsson) och Sweco (Martijn van Praagh) fick av workshopens arbetsgrupp i uppdrag att ta fram en projektplan för ett utvecklingsprojekt som syftar till att fylla kunskapsluckorna som ett första steg till riktvärden för förorenat byggnadsmaterial.

Projektet planerades med en mycket stor styr- och projektgrupp som inte medgav effektiv kommunikation. På grund av projektledarens arbetsbelastning samt försenade rivningsentreprenader fick projektets genomföring senareläggas sammanlagt ca två år. En slimmat projektstruktur och förseningen kommunicerades med projektägarna SBUF (NCC), Svevia, Avfall Sverige, BT Kemi efterbehandling och Fortifikationsverket. Ändringarna i projektet påverkade varken uppfyllandet av syften samt avändbarheten av resultaten negativt.

1.4 Deltagare och finansiering

I arbetet med inledande diskussioner, ansökningen och själva projektet har följande personer och organisationer deltagit i olika grad:

Susanne Svegerud och Staffan Hintze, NCC, Jon Moberg, Fortifikationsverket, och Peter Backman (tidigare vid Fortifikationsverket), Lars Bevmö och Eva Sköld, BT Kemi efterbehandling, Marie Eriksson, Svevia, Per Nilzen, Avfall Sverige, David Laloo, Länsstyrelsen i Skåne, Zara Isaksson, Klippans kommun, Martijn van Praagh, Hanna Modin och Peter Englöf, Sweco, Jan Trygg och Kristina Ståhl-Gustafsson, WSP, Morten Christensen/Karl Josefsson, ALS.

Projektet finansierades med medel från SBUF (huvudfinansiär), BT Kemi efterbehandling, Avfall Sverige, Fortifikationsverket, Svevia och ALS (genom rabatterade analyskostnader) samt Sweco. Till projektet bidrog dessutom många av ovanstående personer och organisationer genom att antingen lägga ned tid för diskussion, planering, administration och granskning av rapporten eller genom utökad provtagning i samband med rivningsprojekt. Patrick van Hees och hans kollegor på Eurofins genomförande laktesterna.

1.5 Lagar, handböcker och branschregler

1.5.1 EU- och nationell lagstiftning

Enligt EU:s gällande direktiv för avfall 2008/98/EG ska avfallet i följande ordning undvikas, återanvändas, materialåtervinnas, energiåtervinnas och -om inget av förfaranden är möjligt- deponeras. Direktivet har införts i svensk lag framförallt genom Miljöbalken (1998:808) och Avfallsförordningen (2011:927).

Miljöbalken och förorenade områden

Enligt 2 § 10 kap miljöbalken (1998:808) ska verksamhetsutövare som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningsskada eller allvarlig miljökada avhjälpa denna. Om det inte finns någon verksamhetsutövare som kan utföra eller bekosta det avhjälpande av en föroreningsskada som skall ske enligt bestämmelserna i kap 10, är var och en som förvärvat den förorenade fastigheten ansvarig (om fastigheten har förvärvats efter miljöbalkens ikraftträdande). Detta omfattar även byggnader på denna fastighet. Förutsättning är att förvärvaren vid förvärvet kände till föroreningen eller då borde ha upptäckt den (3 §). Även en exploatör kan bli ansvarig om exploateringen riskerar att sprida föroreningar eller om markanvändningen ska ändras.

Miljöbalken och avfall

Enligt 1 § 15 kap miljöbalken (1998:808) avses med avfall varje föremål eller ämne som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med. Innehavaren av avfall ska i enlighet med 5 a § i samma kapitel se till att avfallet hanteras på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt. Hur detta sker beskrivs delvis i Avfallsförordningen (2011:927).

Enligt dess 11 § ska Avfallsförordningen (2011:927) inte tillämpas på

1. *förorenad jord och annat naturligt material som inte har grävts ut*
2. *[...]*
3. *icke-förorenad jord och annat naturligt material som har grävts ut i samband med en byggverksamhet, om det är säkerställt att materialet kommer att användas för byggnation i sitt naturliga tillstånd på den plats där grävningen utfördes och att den användningen inte skadar eller innebär någon olägenhet för människors hälsa eller miljön*

Således omfattas inte förorenad jord som ligger kvar eller icke-förorenad jord av ovanstående förordning. Förorenade byggnader eller rivningsmaterial är däremot inte undantagna från förordningen.

Klassificering av avfall

Som beskrivs inledningsvis ska avfall i fallande ordning undvikas, återanvändas, materialåtervinnas, energiåtervinnas och -om inget av förfaranden är möjligt- deponeras. Föreligger en förorenad byggnad kan avfall undvikas genom att byggnaden återanvänds. I vanliga fall kan det dock förväntas att någon form av avfall uppkommer om föroreningar föranleder rening eller delvis borttagning förorenat byggnadsmaterial.

Varje avfall ska klassificeras och fördes med en passande sexsiffrig avfallskod enligt bilaga 3 till Avfallsförordningen. För betong (och delvis tegel) från rivnings kan flera koder komma i fråga:

17 01 01 Betong.

17 01 02 Tegel.

17 01 06* Blandningar eller separata fraktioner av betong, tegel, klinker och keramik som innehåller farliga ämnen.

17 01 07 Andra blandningar av betong, tegel, klinker och keramik än de som anges i 17 01 06.

Är betong eller tegel upplandat med annat avfall än anges ovan kan även följande koder komma i fråga:

17 09 01* Bygg- och rivningsavfall som innehåller kvicksilver.

17 09 02* Bygg- och rivningsavfall som innehåller en PCB- produkt (t.ex. fogmassor, hartsbaserade golv, isolerrutor och kondensatorer som innehåller en PCB-produkt).

17 09 03* Annat bygg- och rivningsavfall (även blandat avfall) som innehåller farliga ämnen.

17 09 04 Annat blandat bygg- och rivningsavfall än det som anges i 17 09 01–17 09 03.

Koder som är försedda med asterisk avser farligt avfall. Beroende på avfallsets potentiellt farliga egenskaper, bl.a. innehållet av föroreningar, kan det omfattas av särskilda regler och bestämmelser om farligt avfall.

Om avfallet dessutom innehåller långlivade organiska föroreningar kan avfallet omfattas av bestämmelser i 33 § i Avfallsförordningen och således av bestämmelser om avfallshantering enligt artikel 7 i Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 av den 29 april 2004 om långlivade organiska föroreningar och om ändring av direktiv 79/117/EEG. Betong som har förorenats med PCB från t.ex. fogmassa faller under denna paragraf.

Om avfallet inte är fördefinierat som farligt avfall (och märkt med en asterisk, se ovan) är klassificeringen som farligt avfall beroende på om avfallet har farliga egenskaper i enlighet med avfallsförordningens bilaga 1. En farlig egenskap hos avfallet kan vara att den innehåller ämnen med farliga egenskaper (giftiga eller hälsoskadliga ämnen eller ämnen som kan utgöra ett hot mot vattenlevande organismer om det kommer ut i vattendrag). Ämnenas farliga egenskaper bedöms med hjälp av kemikalie-lagstiftningen och ett förekommande ämnes klassificering som kemisk produkt. I avfallsförordningen bilaga 1 anges vissa haltgränser för farliga ämnen som leder till att avfallet måste klassas som farligt. Eftersom vissa ämnen i ett avfall kan ha liknande farliga egenskaper måste förutom enskilda haltgränser även en beräkning och bedömning av summahalter av vissa ämnen ingå i klassificeringen. Branschföreningen Avfall Sverige har gett ut allmänna vägledning i ämnet (Avfall Sverige, 2004) och även rekommendationer för klassificering av massor (Avfall Sverige, 2007).

Tabell 1 nedan redovisar haltgränser för vanligt förekommande ämnen i massor som leder till att dessa rekommenderas att klassas som farligt avfall enligt Avfall Sverige (2007). Observera att halterna är rekommenderade gränser och kan skilja sig från tolkningen i Avfallsförordningen i det enskilda fallet, samt avfallet kan innehålla andra ämnen med farliga egenskaper. Avfallet måste därför alltid genomgå en klassificering.

Tabell 1. Rekommenderade haltgränser för förorenade massor enligt RVF 2007:01)

Parameter	RVF 2007:01 mg/kg TS	Avser specifika ämnen/ämnesgrupper
Arsenik, As	1000	
Barium, Ba	25000	
Bly, Pb	2500	
Kadmium, Cd	100/1000	lätt-/icke lösligt
Kobolt, Co	100/2500	lätt-/icke lösligt
Koppar, Cu	2500	
Krom, Cr	1000/10000	Krom (VI)/Krom total
Nickel, Ni	100/1000	lätt-/icke lösligt
Vanadin, V	10000	
Zink, Zn	2500	
Antimon, Sb	10000	
Molybden, Mo	10000	
Kvicksilver, Hg	500/1000	organiskt/icke-organiskt
Klorid	-	
Sulfat	-	
Fenoler	10000	
Klorfenoler	2500	Utan pentaklorfenol
Naftalen	2500	
PAH	100/1000	Cancerogena/övriga
BTEX	1000	
PCB7	10	
Bekämpningsmedel	50/250/1000	Klass A/B/C*

* A: POP-förordningen, WHO:s klass Ia för akut toxicitet, Direktivet om farliga ämnen (76/464/EEC) lista I; B: WHO:s klass Ib och II för akut toxicitet, Direktivet om farliga ämnen (76/464/EEC) lista II; C: Övriga bekämpningsmedel, som "BT kemi ämnen" troligen skulle tillhöra, se tabell 18 för resultat från en klassificering av avfall framtagen inom ramen för BT Kemi efterbehandlingsprojektet

Återanvändning av betong och miljöprövningsförordningen

Beroende på mängden och förutsättningar på plats kan återvinning av avfall i anläggningsarbete såsom användning av krossad betong och tegel som fyllnadsmaterial vara en miljöfarlig verksamhet som kräver anmälan eller tillstånd. Tidigare fanns detta beskrivet i bilagan till förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Numera har det flyttats till kap 29 §§ 13 och 14 miljöprövningsförordningen (2013:251). 13 § i miljöprövningsförordningen avser tillståndsplikt (B-verksamhet) och verksamhetskod 90.130 för användning av avfall för anläggningsändamål *på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken inte endast är ringa*. 14 § avser anmälningsplikt (C-verksamhet) och verksamhetskod 90.140 och gäller för anläggningsändamål av avfall *på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken är ringa*.

Enbart om återvinning kan anses medföra mindre än s.k. *ringa risk* kräver den varken anmälan eller tillstånd (U-verksamhet). En vägledning för när återvinning av avfall i anläggningsarbete kan anses medföra mindre än ringa risk finns publicerat i Naturvårdsverkets handbok 2010:01 (se avsnitt 1.5.3). Den avser enbart obundet, granulärt material, alltså inte material som binds in i cement eller varm asfalt.

Deponering av betong och tegel

Betong och tegel är mineraliska material och innehåller normalt inga eller låga halter av organiskt material. De omfattas således inte av deponeringsförbud i enlighet med Naturvårdsverket "Föreskrifter NFS 2004:4 och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall". Om ingen annan behandlingsmetod är möjlig eller rimlig kan förorenad betong och tegel deponeras. Avfall som deponeras måste ha genomgått en grundläggande karakterisering som beskriver avfallets egenskaper i enlighet med "mottagningskriterierna" (NFS 2004:10).

Om avfallet ska läggas på en deponi för inert avfall, för farligt avfall eller för icke-farligt avfall där farligt avfall deponeras, ska det dessutom ha genomgått provning. Provning innebär bl.a. att avfallets utlakningsegenskaper och innehåll av vissa ämnen har undersökts och jämförts med gällande gränsvärden. Gränsvärdena redovisas i tabell 2a och b. Dispens får dock ges av tillståndsmyndighet för att deponera sådant avfall som överskrider vissa gränsvärden upp till tre gånger. För vissa organiska parametrar kan dock inga undantag ges, till exempel för BTEX- och PCB-halter i avfall till en deponi för inert avfall.

Tabell 2a. Gränsvärden för avfall som deponeras enligt NFS 2004:10 med avseende på lakvatten

	Deponi som avfallet avses deponeras på					
Ämne	Inert deponi		Icke-farligt avfall-deponi (om även farligt avfall deponeras)		Farligt avfall deponi	
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Enhet	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
L/S	0,1	10	0,1	10	0,1	10
Arsenik, As	0,06	0,5	0,3	2	3	25
Barium, Ba	4	20	20	100	60	300
Bly, Pb	0,15	0,5	3	10	15	50
Kadmium, Cd	0,02	0,04	0,3	1	1,7	5
Kobolt, Co						
Koppar, Cu	0,6	2	30	50	60	100
Krom, Crtot	0,1	0,5	2,5	10	15	70
Nickel, Ni	0,12	0,4	3	10	12	40
Vanadin, V						
Zink, Zn	1,2	4	15	50	50	200
Antimon, Sb	0,1	0,06	0,15	0,7	1	5
Molybden, Mo	0,2	0,5	3,5	10	10	30
Kvicksilver, Hg	0,002	0,01	0,03	0,2	0,3	2
Klorid	460	800	8500	15000	15000	25000
Selen, Se	0,04	0,1	0,2	0,5	3	7
Fluorid	2,5	10	40	150	120	500
Sulfat	1500	1000	7000	20000	17000	5000
DOC	160	500	250	800	320	1000
Fenolindex		1				
TS lösta ämnen		4000		60000		100000

Tabell 3b. Gränsvärden för avfall som deponeras enligt NFS 2004:10 med avseende på totalhalter

	Deponi som avfallet avses deponeras på		
Ämne	Inert deponi		Farligt avfall deponi
Totalhalter mg/kg TS (om inget annat anges)			
TOC	3%		6%
PAHövrig	40		
PAHcanc	10		
BTEX	6		
PCB7	1		
Mineralolja (C10-40)	500		

Boverkets regler

Vid sidan om Miljöbalken (MB) har även plan- och bygglagen (PBL) betydelse för förorenade byggmaterial och dess återvinning. Eftersom detaljplanen styr markanvändning och således dess rimligen tillåtbara föroreningsgrad finns en tydlig koppling mellan MB och PBL. Även om MB inte påverkar antagandet av en detaljplan eller lovgivningen direkt, så omfattas byggnadsåtgärderna såsom schaktning, ledningsgrävning, grundläggning, byggande osv. av Miljöbalkens krav och hänsynsregler.

Arbeten som avser eller omfattar rivningsåtgärder kräver oftast antingen rivningslov, bygglov eller anmälan till byggnadsnämnden. Sådana arbeten omfattas då av kontrollsystemet i plan- och bygglagen (2010:900 PBL) vilket normalt innebär krav på bland annat kontrollplan, kontrollansvarig och tekniskt samråd med kommunen. Plan- och bygglagens bestämmelser om tillsyn och kontroll vid rivningsåtgärder har syftet att säkerställa ett lämpligt omhändertagande av farligt avfall samt till att ge förutsättningar för återanvändning och återvinning av rivningsavfall.

Boverkets allmänna råd (2013:15) om rivningsavfall till de nya reglerna i plan- och bygglagen beslutades den 24 september 2013. Råden avser 10 kap. PBL (Genomförandet av bygg-, rivnings- och markåtgärder) 6 § 5 och 6, 11 § 1 och 18 § första stycket 2 plan- och bygglagen (2010:900) och innehåller generella rekommendationer om tillämpningen av föreskrifterna och anger hur någon *lämpligen kan eller bör* handla för att uppfylla föreskrifterna.

Således bör materialinventeringen, som görs för att få uppgifter om vilket farligt avfall som rivningsåtgärder kan ge upphov till, genomföras genom en inventering på plats i byggnaden (om det inte är uppenbart onödigt), av någon med *god kunskap och erfarenhet* inom området. I kontrollplanen bör anges vilka material som vid rivningsåtgärderna kan ge upphov till farligt avfall, bedömd mängd eller omfattning för varje avfallsslag samt var i byggnaden dessa material finns. Som avfallsslag räknas de olika typer av avfall som anges i bilaga 4 till avfallsförordningen (2011:927).

I kontrollplanen bör anges hur de olika avfallsslagen kommer att hanteras, dvs. om de ska bli föremål för materialåtervinning, energiutvinning eller deponering. Dessutom bör redovisas om särskilda skyddsåtgärder behöver iaktas vid rivningsåtgärderna med hänsyn till risk för skador på människor, djur eller växter, t.ex. vid hantering av material som innehåller asbest eller PCB.

1.5.2 Miljömålen

Förorenat byggnadsmaterial liksom återvinning av dessa berör flera miljömål, främst målet Giftfri miljö:

Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna.

Gällande återvinning och potentiell ersättning av naturliga material med återvunnen betong och tegel kan *Begränsad klimatpåverkan*, *God bebyggd miljö* och *Bara naturlig försurning* spela en viktig roll avseende aspekterna utsläpp från transport och produktion samt buller. De andra miljömålen kräver särskilt beaktande i fall alternativa omhändertaganden av t.ex. förorenad betong och tegel istället för återanvändning som fyllnadsmaterial eller dylikt leder till utsläpp av de ämnena som avses begränsas vid återvinning på plats (till exempel tungmetaller eller PAH som släpps ut vid transport).

1.5.3 Naturvårdsverkets handbok och generella riktvärden

I Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbete (Naturvårdsverket, 2010) beskrivs två typfall av återvinning och båda avser en icke-bunden användning av granulärt avfall (dvs. inte till exempel användning av återvunnen ballast i varmasfalt eller inblandning av aska i cementtillverkning). Typfall 1 avser fri användning av avfallet som t.ex. ett fyllnadsmaterial utan vidare skydd eller kontroll. Förutsättning för denna "fria" användning är att det föreligger mindre än ringa risk för människors hälsa och miljö. Typfall 2 avser användning av avfall i konstruktion av en deponitäckning ovan tätskiktet.

För dessa två typfall beräknades maximala nivåer avseende totalhalter och urlakning av vissa ämnen som anses säkerställa att mindre än ringa risk föreligger med avseende på människors hälsa och miljön. Kriterierna, exponeringsvägar och beräkningarna för halter motsvarande mindre än ringa risk har tagits fram av SGI (Sveriges Geotekniska Institut, se SGI, 2007).

Tillvägagångssättet för att beräkna dessa värden kan, med vissa modifikationer, jämföras med Naturvårdsverkets modell för riskbedömning av förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009). Förutsättningar, antaganden och bedömningsgrunder skiljer sig dock delvis från de för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark. Således skiljer sig även de maximala nivåerna som har räknats fram för återvinning av avfall i anläggningsarbete där mindre än ringa risk bedöms föreligga.

De maximala nivåerna för totalhalter redovisas i nedanstående tabell 3 tillsammans med Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, vilka gäller under vissa förutsättningar som totalhalter i jord (Naturvårdsverket, 2009).

Tabell 4. Generella riktvärden för förorenad mark enligt Naturvårdsverket, 2009 och maximala nivåer (mg/kg TS) enligt handboken 2010:01

Ämne	Känslig Markanvändning	Mindre känslig Markanvändning	"Maximala nivåer" för fri användning	"Maximala nivåer" ovan tätskikt på deponi
Arsenik, As	10	25	10	10
Barium, Ba	200	300	-	-
Bly, Pb	50	400	20	200
Kadmium, Cd	0,5	15	0,2	1,5
Kobolt, Co	15	35	-	-
Koppar, Cu	80	200	40	80
Krom, Cr	80	150	40	80
Nickel, Ni	40	120	35	70
Vanadin, V	100	200	-	-
Zink, Zn	250	500	120	250
Antimon, Sb	12	30	-	-
Molybden, Mo	40	100	-	-
Kvicksilver, Hg	0,25	2,5	0,1	1,8
Alifater >C5-C8	12	80	-	-
Alifater >C8-C10	20	120	-	-
Alifater >C10-C12	100	500	-	-
Alifater >C12-C16	100	500	-	-
Alifater summa >C5-C16	100	500	-	-
Alifater >C16-C35	100	1000	-	-
PAH-L, summa	3	15	0,6	3
PAH-M, summa	3	20	2	10
PAH-H, summa	1	10	0,5	2,5

De (samtidigt med ovanstående gällande) maximala nivåerna för utlakning redovisas i nedanstående tabell 4.

Bedöms föreligga ringa risk eller mer än ringa risk så kräver återvinning av avfallet i anläggningsarbeten ansökan eller tillstånd enligt miljöprövningsförordningen (2013:251). Handboken ger inga riktlinjer eller maximala nivåer för dessa "risknivåer".

Tabell 5. Maximala nivåer för utlakning från avfall i anläggningsarbete enligt Naturvårdsverket (2010)

Ämne	"Maximala nivåer" för fri användning		"Maximala nivåer" ovan tätskikt på deponi	
	mg/l	mg/kg	mg/l	mg/kg
Enhet				
L/S	0,1	10	0,1	10
Arsenik, As	0,01	0,09	0,05	0,4
Barium, Ba	-	-	-	-
Bly, Pb	0,05	0,2	0,1	0,3
Kadmium, Cd	0,01	0,02	0,004	0,007
Kobolt, Co	-		-	
Koppar, Cu	0,2	0,8	0,2	0,6
Krom, Cr, total	0,2	1	0,06	0,3
Nickel, Ni	0,1	0,4	0,2	0,6
Vanadin, V	-		-	
Zink, Zn	1	4	0,8	3
Antimon, Sb	-		-	
Molybden, Mo	-		-	
Kvicksilver, Hg	0,001	0,01	0,001	0,01

Som framgår ovan finns idag inga riktvärden eller maximala nivåer gällande andra organiska föroreningar än PAH och inte heller för utlakning av organiska ämnen. Däremot anser Naturvårdsverket att metoderna som redovisas i handboken 2010:01 kan tillämpas även i fråga om andra föroreningar.

1.5.4 Branschregler och rekommendationer

Vägverket (nuvarande Trafikverket) har år 2004 publicerat en allmän teknisk beskrivning (ATB) för användning av krossat betong i vägkonstruktioner (Publikation 2004:11). Enligt denna tekniska beskrivning skall rivningsbetong som får användas i vägkonstruktioner "vara fri från miljöbelastande ämnen såsom PAH, CFC, PCB, asbest, kvicksilver och av beställaren andra angivna ämnen, vilket skall kunna styrkas genom skriftligt intyg."

Betongindustri

Återvunnen ballast, till exempel krossad betong kan under vissa förutsättningar användas i tillverkning av ny betong. Idag finns rekommendationer i Boverkets handbok (Boverket, 1999) samt i SS (Svensk standard) 137003 som anger hur den Europeiska standarden SS-EN 206-1 ska tillämpas i Sverige. Till sommaren 2014 förväntas att en ny SS 137003 publiceras som motsvarar den nya EN 206 standarden med mer detaljerade rekommendationer avseende återvunnen ballast i betongtillverkning. Inga gränsvärden för halter av organiska ämnen anges i EN 2006, däremot begränsas inblandningen av återvunnen ballast beroende på vilken användning och funktion slutprodukten ska ha.

Byggindustrier

I Sveriges byggindustriernas riktlinjer (Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning, Sveriges byggindustrier, 2013) återfinns betong och tegel potentiellt en fraktion som anges ingå i den basnivån för utsorteringen av avfall vid rivningsarbeten: *Fyllnadsmassor, betong och rivningsbetong*. Som omhändertagande i bilaga 4 till riktlinjerna nämns krossning och *t.ex. utfyllnad eller byggande av bullervallar*.

Om förorenad betong anges följande i de ovan nämnda riktlinjerna:

Om betong påträffas med misstänkt förorening ska undersökning göras för att fastställa typ av förorening och spridning. Angående slutligt omhändertagande av förorenad betong, kontakta den lokala tillsynsmyndigheten (kommunala miljöförvaltningen).

För undersökning och analys av förorenad betong rekommenderas *Kärnborr ... där minst ett 5 cm djupt kärnprov tas ut och skickas för analys på laboratorium. Lämpligt är då att dela upp kärnan i skikt om exempelvis 0-1 cm, 1-3 cm och "djupare än 3 cm" för att möjliggöra en avgränsning av saneringen på djupet.*

Om föroreningen *med stor sannolikhet* kan antas vara begränsat till ytan antas ett skrapprov kunna vara tillräckligt som representerar de översta 3 millimetrarna och därefter ett kärnprov om det inte är uppenbart att föroreningen är begränsad till ytan. Om det finns risk för att föroreningen är spridd över ytan ska mer än ett prov tas för analys. Om det till exempel finns risk för att betong kan vara förorenad av PCB-innehållande fogmassa ska borrhov *tas på olika avstånd från fogkanten, t.ex. 1 cm, 2 cm och 5 cm.*

För återvinning anges följande begränsning:

För att kunna återanvända betong i krossat skick bör ca 2 cm av betongkanten tas bort, om fogmassan innehåller eller har innehållit ca 10 % PCB.

Betong med höga halter föroreningar kräver ofta speciell deponering och kan även vara enarbetsmiljörisk. Konsultera vid behov sakkunnig person angående sanering och den lokala miljömyndigheten angående sanering och slutligt omhändertagande.

1.5.5 Utblick

EU och Norden

För närvarande pågår arbeten på lagområdet som i framtiden kommer att påverka återvinning av avfall i anläggningsarbete och även återvinning av betong och tegel i andra områden än anläggningsarbeten. I EU:s avfallsdirektiv hänvisas till att kriterier ska arbetas fram när avfall slutar att vara avfall och istället är att betrakta som en vara (s.k. end-of-waste kriterierna). För järn- och stålskrot samt aluminium har sådana kriterier redan tagits fram. Arbeten är på gång med kopparskrot, papper och glas.

Det är möjligt att kriterier tas även fram för ballastmaterial ("aggregates"). Det är EU-kommissionens forskningscenter som tar fram de tekniska dokumenten bakom end-of-waste kriterierna (JRC, Joint Research Center). År 2010 gav JRC DHI i Danmark i uppdrag att utveckla metodiken för att ta fram gränsvärden av förorenade ämnen i ballast. Resultaten väntas föreligga 2013/2014. Det kan inte med säkerhet sägas om end-of-waste kriterier för ballast kommer att tas fram eller när de i så fall skulle föreligga. Det är dock osannolikt att sådana kriterier skulle bli gällande innan år 2015.

Sedan år 2006 föreligger ett förslag på ett ramdirektiv för mark (jord) från Europeiska kommissionen (COM(2006) 232 final). Däri föreslås ramregler för skydd av markens vitala och icke-förnybara egenskaper samt för identifiering och rapportering av förorenade områden. För återvinning av avfall i anläggningsarbete eller användning av andra material i kontakt med jord har artikel 9 särskild betydelse.

För att bevara de markfunktioner som anges i artikel 1.1 skall medlemsstaterna vidta lämpliga och proportionella åtgärder för att begränsa avsiktliga eller oavsiktliga utsläpp av farliga ämnen på eller i marken, med undantag för utsläpp som beror på luftburen förorening eller på naturfenomen som är oundvikliga eller har undantagskaraktär med syftet att undvika anrikning som kan vara ett hinder för markfunktionerna eller ge upphov till betydande risker för människors hälsa eller för miljön.

Förslaget på ramdirektivet avvisades år 2007 och vidarebehandling av ramdirektivet stoppades av en minoritet av medlemsländer i ministerrådet år 2010. För närvarande finns en rapport från kommissionen om hur de strategiska planerna för skydd av mark och jord ska implementeras (COM(2012) 46).

Inom det nordiska samarbetsprojektet ENCORT-CDW (2012-2013) ska underlag tas fram för Nordens position i utvärderingsdiskussionerna om bygg- och rivningsavfall inom EU. Underlaget ska även kunna användas när policyer för avfallshantering med minimerade miljörisker beslutas i de nordiska länderna. Projektet beskriver avfallsströmmar med stor betydelse för förutsättningarna att uppnå återvinningsmålet, vilka återvinnings-scenarier på systemnivå som kan vara möjliga nu och i framtiden, vilken resursbesparing som kan uppnås med olika återvinnings-scenarier och vilken förorenings-spridning som

följs av dessa. Enligt Naturvårdsverket förväntas resultaten påverka bygg- och rivningsavfalls avsättningspotential men även uppströmsfrågor (återanvändning samt minimering av uppkomsten av avfall och dess innehåll av farliga ämnen). Studien utförs av SGI och IVL i Sverige, SINTEF i Norge, DHI i Danmark och VTT i Finland. SGI leder projektet som finansieras av Nordiska ministerrådet, de nordiska naturvårdsverken, ÅForsk och stiftelsen IVL.

Sverige

Naturvårdsverket har i senaste revidering av Sveriges nationella avfallsplan lyft frågan med bygg- och rivningsavfall som ett prioriterat område till 2017. Som följd av detta har bland annat en tillsynskampanj riktad mot byggindustrin genomförts år 2013.

Enligt Sveriges nationella avfallsplan ska icke-farligt byggnads- och rivningsavfall senast år 2020 förberedas för återanvändning (ett begrepp enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG), materialåtervinnas och på annat sätt materialutnyttjas till minst 70 viktprocent.

Som ett led i det fortsatta arbetet avser Naturvårdsverket att företa följande:

- Fortsätta arbetet med att ta fram tillförlitlig statistik för bygg- och rivningsavfall.
- Ta fram vägledning för hur miljöbalkens allmänna hänsynsregler och avfallshierarkin bör tillämpas vid tillsyn över hantering av bygg- och rivningsavfall samt hur samarbetet mellan byggnadsnämnd och miljönämnd kan utvecklas.
- Följa utvecklingen och vid behov föreslå ytterligare åtgärder och styrmedel för att nå EU:s återvinningsmål.

Enligt Naturvårdsverket bör även andra aktörer skrida till handling för att uppnå återvinningsmålet. I detalj föreslås för byggsektorn att hålla branschens riktlinjer uppdaterade avseende kraven på förebyggande och återanvändning. Dessutom bör fastighetsägare och byggherrar ställa tydliga kompetenskrav på den som ska inventera byggnader inför rivning. Man bedömer att det troligen krävs ett fortsatt standardiseringsarbete. Genom planering bör man skapa förutsättningar för att inventeringen ger ett tillräckligt bra underlag inför rivning och säkerställa att resultatet förs vidare genom hela rivningsprocessen. Krav ska ställas på hanteringen av bygg- och rivningsavfallet i upphandlingen. Det bör följas upp att kraven efterlevs. Naturvårdsverket ser gärna att återvinningsbranschen utvecklar system för återanvändning av bygg- och rivningsmaterial och, tillsammans med byggherrar, rivningsbransch och materialanvändare, fortsätter att utveckla system för kvalitetssäkring av återvunna material. Naturvårdsverket föreslår vidare att byggmaterialindustrin satsar på utveckling av tekniker för att öka användningen av återvunna byggnadsmaterial i nya produkter.

I ett led av ovanstående planerar Naturvårdsverket att revidera handboken 2010:01 under 2014. Mera konkret beskriver Naturvårdsverket åtaganden med avseende på återvinning av avfall i anläggningsarbete som följande.

- Utvärdera effekterna av Naturvårdsverkets handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten.
- Utvärdera deponiskattens effekter och hur den eventuellt skulle kunna ändras.
- Vägledning om alternativ till deponering (till exempel behandling och återvinning) av förorenade massor. Olika alternativ för omhändertagande av förorenade massor bör framgå av den åtgärdsutredning som görs för det förorenade området.

I vilka avseenden handboken 2010:01 i detalj kan komma att revideras och om revideringen även ska omfatta de s.k. maximala nivåer eller tydligare stöd med att bedöma risker som inte är mindre än ringa är inte känd vid tryckläggning av denna rapport (mars 2014).

2 KUNSKAPSLÄGE

2.1 Bygg- och rivningsavfall

2.1.1 Sverige

Mängder

Kunskapsbasen i Sverige för förorenat byggnadsmaterial såsom betong och tegel är ganska liten jämfört med till exempel slaggrus och askor som kan återvinnas i anläggningsarbete. Detta gäller såväl producerade mängder av olika typer avfallsom beskaffenhet och egenskaper.

I Sveriges nationella avfallsplan redovisas statistik att 50% av icke-farligt bygg- och rivningsavfall återvanns år 2008 (Naturvårdsverket, 2012). Man bedömer dock siffrorna som osäkra.

I ett samarbetsprojekt under SMED (Svenska MiljöemissionsData, SMED, 2009) i uppdrag av Naturvårdsverket har IVL tillsammans med SCB:s via enkäter försökt att verifiera avfallstatistik från år 2006 för byggsektorn. Man uppskattade den totala mängden avfall till ca 2 miljoner ton. Det kan jämföras den totala mängden på ca 9 miljoner ton som SMED tog fram för år 2006. 6,5 Mton av dessa angavs dock att vara icke farliga mineralavfall som potentiellt återanvändes eller återvanns. Exakta siffror över avfall som utgör betong och tegel finns inte. En försvårande faktor för fastställande av mängder är att avfall som betong och tegel även förekommer i andra branscher än byggsektorn. Även hushållen producerar detta avfall och lämnar det till återvinningscentraler.

Förorenade byggnader

Åren 2002 tom 2005 genomfördes ett utvecklingsprojekt om förorenade byggnader initierad av Svenska Geotekniska Föreningen (SGF). Resultatet från projektet publicerades av Naturvårdsverket (rapport nr 5491). Rapporten redovisar praktiska råd om hur undersökningar och åtgärder av förorenade byggnader kan utföras enhetligt och kvalitetssäkrat samt tillgodose god arbetsmiljö.

Ett annat samarbetsprojekt om förorenade byggnader har lett till en rapport utgiven av Svenska Geotekniska Föreningen (SGF, rapport 1:2010, kan laddas ned från nedan angivna hemsida). Projektet finansierade av Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF), SGF, Naturvårdsverket, Socialstyrelsen, NCC, JM, Skanska, Peab, ALS Laboratory Group, Golder Associates, Sweco, WSP, Watts och Högskolan i Gävle. I rapporten finns en vägledning om hur provtagning och riskbedömning av förorenade byggnader bör utföras. I rapporten beskrivs bl.a. hur man gör en problembeskrivning, upprättar en provtagningsplan och utför en hälsoriskbedömning vid föroreningar i byggnader.

Projektet har haft målsättningen att få ökad kunskap och att ta fram en metodik för förorenade byggnader och omfattaden följande punkter:

- En konceptuell modell för att beskriva faktorer som kan påverka hälsorisker i förorenade byggnader.
- Kunskapssammanställning (litteraturstudie). Hur görs undersökningar och riskbedömningar avseende inomhusmiljö internationellt?
- Utveckling av metodik för provtagning av vanliga föroreningar i byggmaterial och inomhusluft som kommer från tidigare och nuvarande verksamhet i byggnaden (t.ex. oljor, PAH, metaller, klorerade kolväten).
- Förslag på metodik (ett strukturerat arbetssätt) för bedömning av hälsorisker i inomhusmiljö relaterade till förorenat byggnadsmaterial och eventuell inträngning av gasformiga föroreningar från jord eller grundvatten.
- En hemsida där projektets arbete kan följas och frågor avseende förorenade byggnader kan diskuteras (www.foroeradebyggnader.se, obs, inte aktualiserad sedan 2011).

Projektet och rapporten ovan fokuserar på inventering och riskbedömning av förorenade byggnader eller anläggningar och inte som föreliggande studie på risker med återvinning av byggnadsmaterial som har blivit förorenat. Praktiska råd för planering av rivningsåtgärder, provtagning och arbetsmiljö har dock betydelse även för detta projekt och återvinning av betong och tegel. Det ska påpekas här att vissa rekommendationer, till exempel avseende provtagning av förorenad betong, skiljer sig mellan rapporterna.

Vägverket

I en rapport av Vägverket (numera trafikverket) har resultat från undersökningar på alternativa byggnadsmaterial, inklusive krossad betong, för vägunderbyggnad sammanställts (2001, Publ 2001:34, ISSN 1401-9612). Tekniska, geotekniska och miljömässiga aspekter redovisas, de senare dock enbart med hänvisning till två studier och utlakning av vissa metaller. Studierna som refereras till är examensarbeten utförda av Kälvesten (1996) och SGI (Johansson et al, 1996). Totalhalten av de undersökta metallerna var högst för nickel (över 200 mg/kg), men zink visade den högsta mobila mängden i laktester, ca 14 mg/kg. Kadmium och krom lakades i mindre mängder, ca 0,2 mg/kg.

Föroreningar i betong

I bakgrundsmaterialet till Naturvårdsverkets handbok 2010:01 nämns enbart två studier utförda med avseende på föroreningar i betong: En studie utförd på Chalmers år 2005 samt Åsa Togerös avhandling (Togerö, 2004). Den senare avser framförallt mobiliteten av betongtillsatser, alltså inte av misstag eller genom olycka tillkomna föroreningar.

2.1.2 Tyskland

I Tyskland finns en egen särskild branschförening för återvunnet byggmaterial (Bundesvereinigung Recyclingbaustoffe e.V., www.recyclingbaustoffe.de) som är en paraplyorganisation för olika regionala branschföreningar.

Enligt egen utsago arbetar föreningen med att bibehålla den höga återvinningsgraden för mineraliska byggmaterial och tar fram miljö- och kvalitetsstandarder. I Tyskland uppkommer enligt uppgifter från ovan nämnda branschorganisation under 2007 och 2010 ca 60 till 80 Mton mineraliskt byggavfall (asfalt, betong, gips etc., utan uppgrävda massor), varav ca 80-90% återvinns. Betraktar man enbart byggavfall från underhåll och förbättring av vägar (s.k. "Strassenaufbruch") återvinns över 90% av avfallet. En del av återvinning av mineraliskt byggavfall bestod av användning som deponitäckmaterial eller återfyllning (ca 15-20%).

I uppdrag av den tyska motsvarigheten till Naturvårdsverket (Umweltbundesamt) har systematiska lakförsök på byggmaterial genomförts (Umweltbundesamt, 2011).

Tyskland är en federal stat med 16 delstater (Bundesländer). Miljölagstiftning och tekniska riktlinjer kan skilja sig mellan olika delstater tills det finns en nationell lagstiftning. Många miljö- och tekniska riktlinjer/rekommendationer arbetas fram av arbetskommittéer som är delstatsövergripande (t.ex. för avfall Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, LAGA).

För närvarande föreligger ett utkast till en förordning för användning av återvunnet byggmaterial: Den s.k. Ersatzbaustoffverordnung, framtagen av Miljöministeriet (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit). Den föreslår bindande gränsvärden för användning av återvunnet material i vissa konstruktioner.

Bl.a. byggindustriernas branschföreningar har uttryckt sig kritiskt över begränsningsvärden i det föreliggande förslaget.

2.1.4 Österrike

Likt Tyskland finns en branschförening för återvinningsmaterial från bygg- och anläggning (Baustoff Recycling Verband, www.br.v.at). Under 2006 uppkom ca 7 Mton byggavfall (exkl. jord och sten).

Enligt gällande förordning krävs en lägsta nivå av källsortering vid byggarbetsplaster som producerar vissa mängder avfall (s.k. "Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Trennung von bei Bautätigkeiten anfallenden Materialien BGBl. Nr. 259/1991").

Motsvarigheten till Naturvårdsverket (Umweltbundesamt) har gett ut en särskilt strategi för bygg- och rivningsavfall (UBA, 2005) som underlag till den nationella avfallsplanen. Återvunnet byggnadsmaterial delas in i kvalitetsklasser efter föroreningsinnehåll. Kvalitetsklasserna är styrande för hur materialen kan användas. Kvalitetssäkring av provtagning ska genomföras enligt en österrikisk norm (ÖNORM S 2123-1).

Tillåtliga kvalitetsklasser är kopplade till vissa återvinningsförfaranden och användningsområdets känslighet ("hydrogeologisk känslighet") enligt tabell 5. Återvunnet byggnadsmaterial måste sedan bl.a. uppfylla de i tabell 6 redovisade riktvärden i enlighet med sedan 2009 gällande riktlinjer för återvunnet byggnadsmaterial (8e upplaga utgiven av OBRV). Tomma fält i tabell 6 betyder att det inte finns aktuella riktlinjer.

Tabell 6. Kvalitetsklasser återvunnet byggmaterial och användningsområden (UBA, 2005)

Användning	Känsligt område	Mindre känsligt området	På deponin
Obunden utan täcklager	A+	A+, A	A+, A, B, C
Obunden med täcklager eller bunden	A+, A	A+, A, B	A+, A, B, C
Som ballast i betong eller asfalt	A+, A, B	A+, A, B	A+, A, B, C

Tabell 7. Tillåtna totalhalter och utlakning för olika klasser av återvunnet byggmaterial (i mg/kg TS om inget annat anges)

Parameter	Klass A+	Klass A	Klass B	Klass C
Lakvatten				
L/S	10	10	10	10
pH	7,5-12,5	7,5-12,5	7,5-12,5	7,5-12,5
EC (mS/m)	150	150	150	250
Cr total	0,3	0,5	1	1,5
Cu	0,5	1	2	5
Ammonium-N	1	4	8	30
Nitrat-N	0,5	1	2	8
Sulfat	1500	2500	6000	6000
Summa kolväten	1	3	5	40
Antimon (Sb)	0,06	0,06	0,1	
Arsenik (As)	0,5	0,5	0,5	
Barium (Ba)	20	20	20	
Kadmium (Cd)	0,04	0,04	0,04	
Krom (Cr)				
Koppar (Cu)				
Kvicksilver (Hg)	0,01	0,01	0,01	

Fortsättning tabell 6

Parameter	Klass A+	Klass A	Klass B	Klass C
Bly (Pb)	0,5	0,5	0,5	
Molybden (Mo)	0,5	0,5	0,5	
Nickel (Ni)	0,4	0,4	0,6	
Vanadin (V)				
Zink (Zn)	100	450	450	
Selen (Se)	0,1	0,1	0,1	
Fluorid (F ⁻)	10	10	15	
Sulfat (SO ₄ ²⁻)				
Klorid (Cl ⁻)	800	800	1000	
Summa löst material	4000	4000	8000	
DOC	500	500	500	
Fenolindex	1	1	1	
Totalhalt				
PAH16	4	12	20	25
Arsenik (As)	20	30	30	
Kadmium (Cd)	0,5	1,1	1,1	
Krom (Cr)	40	90	90	
Koppar (Cu)	30	90	90	
Kvicksilver (Hg)	0,2	0,7	0,7	
Bly (Pb)	30	100	100	
Zink (Zn)	100	450	450	

2.1.5 Finland

I Finland finns en förordning för återvinning av betongkross (Statsrådets förordning 591). Med betongkross avses avfall som producerats av rivna betongkonstruktioner eller av betongavfall från nybygge och betongindustrin genom att krossa det till högst 150 millimeter stora bitar. Krossat betongavfall får innehålla högst 30 viktprocent tegelkross. Förordningen omfattar bestämmelser för återanvändning enbart vid följande typer av anläggningsarbeten enligt § 2:

- 1) *allmänna vägar, gator, cykelvägar och gångbanor samt de områden i direkt anslutning till dem som är nödvändiga för väghållning eller trafik, med undantag av bullerskydd,*
- 2) *parkeringsplatser,*
- 3) *idrottsplaner samt rutter på områden avsedda för rekreation och idrott,*
- 4) *bangårdar samt lagringsområden och vägar på industri- och avfallsbehandlingsområden och områden avsedda för flygtrafik.*

Särskilda grundvattenområden eller sådana som lämpar sig till vattenförsörjning är undantagna från förordningens tillämpningsområde.

Två typfall av återvinning urskiljs:

- 1) Täckt konstruktion med täckning för skydd av den konstruktion som innehåller avfall med ett minst 10 cm tjockt skikt av naturligt stenmaterial i syfte att förhindra att avfallet sprids,
- 2) Belagd konstruktion med beläggning skydd av den konstruktion som innehåller avfall med asfalt vars luftvolym är högst 5 procent eller med något annat material som ger motsvarande skyddsnivå i syfte att minska mängden regnvatten som infiltrerar igenom.

Enligt förordningen får avfall som omfattas av denna återvinnas utan det miljötillstånd normalt krävs och avses i 28 § 2 (4) i den finska miljöskyddslagen, om kvalitetskontrollen och återvinning av avfallet genomförs enligt gällande krav och verksamheten anmäls för inskrivning i datasystemet för miljövårdsinformation.

I tabell 7a redovisas de i Finland gällande gränsvärden för återvinning av betong. Förutom fluorid och sulfat liknar nedanstående gränsvärden för lakbarhet de svenska mottagningskriterierna för avfall på en deponi för inert avfall (jämför med tabell 2a och b). Observera att det även finns haltgränser i lakvatten vid L/S 10 för kvalitetskontroller, men eftersom det saknas motsvarighet i Svensk lagstiftning redovisas inte dessa värden nedan.

Tabell 8a. Finska gränsvärden (mg/kg TS) för återvinning av krossad betong i anläggningsarbeten (Statsrådets förordning 591)

Parameter	Grundläggande undersökning ¹	Kvalitetskontroller ¹	
		Utlakning	Utlakning
	Totalhalt	Utlakning	Utlakning
L/S		10	10
		Täckt	Belagd
PCB	1		
PAH	20		
Mineraloljor	500		
DOC		500	500
Antimon (Sb)		0,06	0,06
Arsenik (As)	50	0,5	0,5
Barium (Ba)		20	20
Kadmium (Cd)	10	0,02	0,02
Krom (Cr)	400	0,5	0,5
Koppar (Cu)	400	2	2
Kvicksilver (Hg)		0,01	0,01
Bly (Pb)	300	0,5	0,5
Molybden (Mo)		0,5	0,5
Nickel (Ni)		0,4	0,4
Vanadin (V)		2	2
Zink (Zn)	700	4	4
Selen (Se)		0,1	0,1
Fluorid (F ⁻)		10	50
Sulfat (SO ₄ ²⁻)		1 000	6 000
Klorid (Cl ⁻)		800	800

¹I kvalitetskontrollen kan perkolationstest enligt standard CEN/TS 14405 användas eller tvåstegsskakttest enligt standard SFS-EN 12457-3 användas.

2.1.6 Jämförelse av olika rikt- och jämförvärden

I Tabell 7b och c nedan redovisas jämförelser mellan de maximala nivåerna enligt Naturvårdsverkets handbok 2010:01 för återvinning av avfall i anläggningsarbete och rikt- eller gränsvärden som gäller i Österrike och Finland. Observera att olika förutsättningar och krav avseende behandling, konstruktion etc. gäller för de olika nationella eller regionala gräns- och riktvärden. Informationen finns i tidigare avsnitt. Här kommer de svenska rikt- och jämförvärden ställas i relation till främst de österrikiska och finska.

Tabell 7b. Jämförelse mellan maximala nivåer för återvinning av avfall i anläggningsarbete och rikt- och gränsvärden i Österrike och Finland (mg/kg TS om inget annat anges, för tomma fält finns inga värden fastställda)

Parameter	Österrike		Finland		Sverige	
	Klass A+	Klass A	Täckt	belagt	Fri användning	På deponi
Lakvatten						
L/S (-)	10		10		10	10
pH (-)	7,5-12,5					
EC (mS/m)	150					
Ammonium-N	1	4				
Nitrat-N	0,5	1				
Summa kolväten	1	3				
Antimon (Sb)	0,06		0,06			
Arsenik (As)	0,5		0,5		0,09	0,4
Barium (Ba)	20		20			
Kadmium (Cd)	0,04		0,02		0,02	0,007
Krom (Cr)	0,3	0,5	0,5		1	0,3
Koppar (Cu)	0,5	1	2		0,8	0,6
Kvicksilver (Hg)	0,01		0,01		0,01	0,01
Bly (Pb)	0,5		0,5		0,2	0,3
Molybden (Mo)	0,5		0,5			
Nickel (Ni)	0,4		0,4		0,4	0,6
Vanadin (V)			2			
Zink (Zn)	100	450	4		4	3
Selen (Se)	0,1		0,1			
Fluorid (F ⁻)	10		10	50		
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	1500	2500	1 000	6 000		
Klorid (Cl ⁻)	800		800			
Summa löst material	4000					
DOC	500		500			
Fenolindex	1					
Totalhalt						
PCB			1			
PAH16	4	12	20		0,5 (L)	2,5 (L)
Olja			500			
Arsenik (As)	20	30	50		10	10
Bly (Pb)	30	100	300		20	200
Kadmium (Cd)	0,5	1,1	10		0,2	1,5
Krom (Cr)	40	90	400		40	80
Koppar (Cu)	30	90	400		40	80
Kvicksilver (Hg)	0,2	0,7			0,1	1,8
Nickel (Ni)					35	70
Zink (Zn)	100	450	700		120	250

Som framgår av tabell 7b ovan är de maximala nivåerna enligt Naturvårdsverket (2010) i regel likt eller lägre än jämförvärdena i Finland och Österrike. Undantag är totalhalter zink och koppar för klass A+ i Österrike (användning inom känsliga områden), samt utlakad krom för "fri användning" som har ett betydligt högre värde i Naturvårdsverkets handbok. Det bör noteras att det är fler parametrar som måste kontrolleras och fler gränsvärden som inte får överskridas för användning av återvunnet byggmaterial i anläggningar i Österrike, såsom ledningsförmåga och kväve (både ammonium- och nitratkväve).

2.2 Lakteter för undersökning av byggnadsmaterial

Det finns en rad olika metoder att undersöka lakningsegenskaper; CEN-standarder, svenska standarder, olika nationella standarder och icke-standardiserade metoder. Variationsmöjligheterna är nästintill oändliga och kan avse materialval och konstruktion av testuppsättningen, mängd och slags lakvätska, temperatur, mängd avfall som undersöks, skakning eller vändning av behållaren, tiden som testerna pågår etc.

Undersökningstekniker och -standarder för mobilitet av icke-organiska ämnen från avfall är relativt väl utvecklade. För att kunna använda resultat från lakteter måste dessa vara anpassade till syftet. Kosson et al. (2002) beskrev ett ramverk av tester för att utvärdera lakbarhet av icke-organiska ämnen i avfall och för användning av återvinningsmaterial. Ska man, till exempel, få en första uppfattning om mobilitet av vissa föroreningar genom lakning kan vara ett potentiellt problem använder man ett så kallat screening-test. I detta skapas, inom vissa gränser, förutsättningar för att laka ut så mycket av potentiellt miljöskadliga ämnen som möjligt. Ett exempel är att tillsätta ett komplexbildande ämne för att binda och föra med metaller (se Garrabants och Kosson, 2000).

När man vill veta hur mobiliteten av vissa ämnen ändras om den kemiska miljön kring avfallet ändras väljer man pH-stat[ik] tester (även kallad tillgänglighetstest, t.ex. SIS-CEN/TS 14429:2005). I dessa tester justeras pH-värdet i experimenten konstgjort för att undersöka om halten av vissa ämnen i lakvätskan påverkas (lösligheten av tungmetaller är oftast pH-beroende). Cappuyns och Swennen (2008) undersökte hur dessa tester kan användas för att bestämma pH-beroende lakning av tungmetaller och, liksom van der Sloot och Dijkstra (2004), såg starka generella likheter mellan olika avfallsmaterial såsom tegelkross, slaggrus etc. Resultaten visade på en lägsta mobilitet av metaller vid vissa olika pH-värden, oftast mellan pH 6 och 8.

Vidare kan man undersöka lakning av ämnen som en funktion av vattenmängden som materialet kommer i kontakt med för att simulera att materialet läggs på deponi eller utgör ett lager i en vägkonstruktion. Detta kan ske både i batch-format genom att skaka en viss mängd avfall och vatten under bestämt tid eller i en kolonn som genomströmmas av vatten. Exempel för sådana tester är de svenska standarder för karakterisering av avfall (SS-EN 12457-1 till 4). Testerna som nämns lämpar sig generellt för granulärt material som innehåller enbart små mängder organiskt material. Delay et al (2007) fick en bra överensstämmelse avseende utlakning av icke-organiska ämnen från byggavfall i kolonntester och storskaliga försök i fält. pH värden i början av dessa tester var jämförbara med dem som fastställdes i testerna i denna studie.

Skakteterna kan vara i viss mån missvisande för förhållandena i fält eftersom kornstorleksfördelningen kan ändras och mobiliteten av vissa ämnen kan påverkas p.g.a. av att korn rent fysiskt stöter samman och eventuellt "mals ned".

Består materialet av större partiklar kan mobiliteten av ämnen från det till vatten vara begränsat av transporttiden som det tar för ämnena att nå och lämna ytan (och inte av till exempel lösligheten som beskrivs ovan). I detta fall använder man sig av s.k. monolit eller ytutlakningstester. För dessa finns för närvarande inga svenska standarder. Däremot finns nederländska standarder och europeiska förbereds.

För närvarande finns inga (publicerade) svenska eller europeiska standardmetoder för att fastställa utlakning av organiska ämnen från byggnadsmaterial. Däremot finns svenska/europeiska standarder för att testa utlakning av icke-organiska ämnen från granulärt (krossat) avfall (SS-EN 12457 1-4, och både organiska och icke-organiska ämnen i jord (SIS-CEN ISO/TS 21268 1-4).

I andra europeiska länder finns publicerade standarder för lakning av icke-organiska och organiska ämnen för avfall som inte är granulärt för att efterliknar ytor som lakar ur (t.ex. nederländska standarder EN).

Naturvårdsverket har gett ut en rapport om laktester för riskbedömning av förorenade områden. Den syftar dock främst till icke-organiska och organiska ämnen jord samt upptag av jord. Rapporten publicerade år 2006.

Nordtest har gett ut en handbok som redovisar erfarenheter med tester på ytutlakning av rivningsavfall förorenad med PAH (Nordtest TR 577) där man har konstaterat att försöksuppsättningen påverkar resultaten på så sätt att föroreningar kan adsorberas till glasbehållare som använts i testen.

3 METOD OCH MATERIAL

3.1 Deltagande rivnings-/saneringsprojekt

Tre saneringsprojekt har varit aktuella för provtagning. Rivning av Fortifikationsverkets förråd vid Eslöv och tjärbehållare för omlastning av tjära vid Skruv (Fortifikationsverket) samt rivningsbetong från BT Kemi efterbehandling (se bilderna nedan).



Bild 1. Förråd bestruket med tjära på insidan och grunden



Bild 2. Tjärbehållare och borrhål efter kärnborrning



Bild 3. Rivningsbetong på BT Kemi-området

3.2 Provtagning

Alla provtagningsobjekt besöktes och inspekterades av författarna inför planering av provtagningen.

3.2.1 Betongförråd vid Eslöv

Provtagning av förrådet utfördes av rivningsentreprenören. Krossad betong från systematiskt-slumpvis utvalda delar av den rivna byggnaden skickades till analys. Dessutom provtogs och analyserades betongen vid mottagning till avfallsanläggningen som tog emot rivningsmassorna (Hässleholm Miljö AB, ej del av detta projekt). En ca 1 m² stor tjärbestruken yta slipades torrt. Slipdammet liksom krossad betong (ca 15 kg) leverades till Sweco och förvarades torrt och svalt innan det skickades för analys.

De prover som skickades till analys i laboratorium var:

- Obehandlad betong: betong med ytskiktet av tjära kvar
- Behandlad betong: betong med tjäran bortslipad
- Slipdamm som uppstod när tjäran slipades bort



Bild 4. Ytskikt av betongförråd behandlat med tjära

3.2.2 Tjärbehållare av betong vid Skruv

Denna byggnad hade både en tjärbestrykning på utsidan likt förrådet i Eslöv men därutöver hade den använts för att lagra, värma upp och lasta om tjära. Eftersom behållaren antas ha haft en maximal fyllnadshöjd för tjära fanns minst två fall av misstänkt föroreningsgrad i behållaren: 1. Betong som har bestрукits med tjära men inte har haft direkt kontakt med lagrad tjära, 2. Betong som har bestрукits med tjära och har haft direkt kontakt med lagrad tjära.

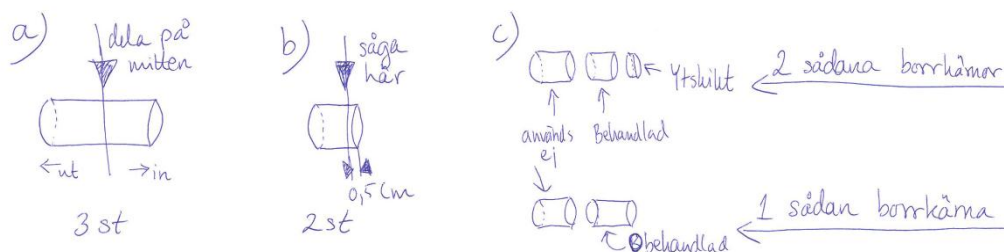
Entreprenören borrade (torrt) ut sammanlagt 9 kärnor på tre olika höjder med en diameter på 10 cm från behållaren innan rivningen. De tre höjderna för provtagningen syns i bild 5.



Bild 5. Tjärbehållaren med 3 olika provtagningshöjder

Proverna hämtades strax efter provtagningen av författaren och lagrades inplastade, svaltt och torrt tills de skickades till laboratoriet för analys och tester.

De tre borrkärnorna från den nedersta delen av behållaren (borrhålen 3:1 tom 3:3), som valdes ut för analys, var belägna under fyllningshöjden för tjäran när behållaren var i drift. Det antas således representera ett "värsta fall". Borrkärnorna delades med såg i laboratoriet så att den halvan som varit utåt mot omgivningarna separerades från den halva som varit inåt mot tjäran. Insidan undersöktes medan utsidan inte användes (se figur 3-1 nedan).



Figur 3-1. Schema för delning av betongkärnor

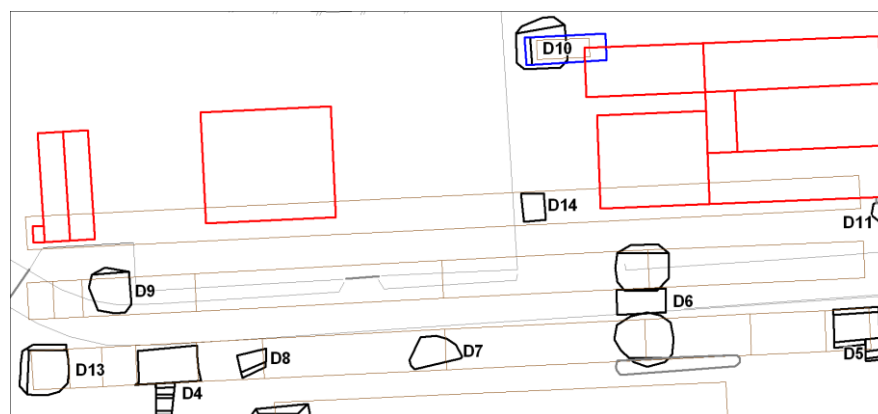
På två av borrkärnorna sågats 0,5 cm av betongen som varit inåt behållaren bort för separat analys av ytskiktet. Tre typer av prover analyserades sedan:

- Obehandlad betong (borrkärna med innersta lagret intakt)
- Behandlad betong (borrkärna där de innersta 0,5 cm sågats bort)
- Ytskikt (de innersta 0,5 cm)

3.2.3 BT Kemi

Betongprover från bland annat f.d. betsvämmor togs redan 2011 från då fortfarande sorterade högar som lagrades delvis utomhus, delvis i en hall. Betongproverna som analyserade i denna studie togs från följande byggnader/byggnadsdelar: D4B, D5, D6N, D13.

Översiktskartan i figur 3-2 nedan visar från vilka ställen betongen härrörde innan den krossades.



Figur 3-2. Översikt över läge av betongprovernas ursprung på BT kemi området

3.3 Test- och analysstandarder och upplägg

För att kunna genomföra projektet utan tillgång till en passande standard har följande strategi valts:

- Tester och analyser ska i möjligaste mån kunna genomföras att laboratorier som kan anlitas av byggindustrin (d.v.s. inga specifika forsknings- eller utvecklingslaboratorier utan kommersiella laboratorier)
- Tester och analyser ska i möjligast mån följa publicerade standarder

- Om inga passande standarder finns ska "närbesläktade" användas och avvikelser från standarden tydligt anges
- Testerna ska genomföras med replikat för att kunna upptäcka eventuell spridning av resultat
- Testerna ska om möjligt genomföras med kontroll, till exempel med så kallade spikade prover för att kunna fastställa om försöksutrustningen eventuellt påverkar resultaten.

3.3.1 Analys av totalhalter

I Tabell 9 redovisas en sammanställning av de prover som undersöktes med avseende på totalhalt. Förbehandlingen framgår också av tabellen. En närmare beskrivning av materialen finns i avsnitt 3.2.1, 3.2.2 och 3.2.3.

Eftersom det finns rekommendationer (enligt Naturvårdsverket, 2010) samt gällande gränsvärden för lakning av vissa ämnen (framförallt metaller) inkluderades metaller, klorid, DOC och sulfat i analyspaketen och inte enbart de misstänkta organiska föroreningarna.

Tabell 9. Sammanställning av provbehandling och analys av fasta prover

Objekt	Material	Replik	Förbehandling	Analys	Kommentar
Förråd Eslöv	Obehandlad betong	1	Krossning, malning	Metaller, PAH	Även analyserad av Hässleholm Miljö AB
Förråd Eslöv	Behandlad betong	1	Krossning, malning	Metaller, PAH	
Förråd Eslöv	Slipdamm	1		Metaller, PAH	
Behållare Skruv	Behandlad betong	2	Krossning	Metaller, PAH	
Behållare Skruv	Ytskikt betong	2	Krossning	Metaller, PAH	
BT Kemi	D4B	1	Malning	Metaller, fenoxysyror, klorfenoler	Även analyserat i tidigare studier
BT Kemi	D5	1	Malning	Metaller, fenoxysyror, klorfenoler	Även analyserat i tidigare studier
BT Kemi	D6N	1	Krossning, malning	Metaller, fenoxysyror, klorfenoler	Även analyserat i tidigare studier
BT Kemi	D13	1	Malning	Metaller, fenoxysyror, klorfenoler	Även analyserat i tidigare studier

Metallanalys gjordes enligt EPA – metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-MS).

PAH (16 föreningar enligt EPA) bestämdes genom mätning utförd med GC-MS.

Bestämning av fenoxysyror gjordes enligt metod DIN 38407-35.

Inför bestämning av klorfenoler homogeniseras provet samt behandlas i ultraljudsbad med KOH/n-hexan. Efter derivatisering med ättiksyraanhydrid utfördes mätning med GC-MS.

Vilka ämnen som analyserades framgår av resultaten nedan och bilagorna till denna rapport.

Totalhalter analyserades av ALS.

3.3.2 Laktester

Skaktest förråd Eslöv

Skaktestet utfördes på slipdamm och behandlad betong. Den behandlade betongen förelåg i ett stycke vägg som var genomgående genom hela väggen. Detta delades till mindre bitar vilka skickades till laboratoriet. Därvid undveks de delar av betongen som varit riktade mot förrådets insida då dessa inte blivit behandlade på samma sätt som utsidan.

En-steps laktester utfördes enligt standard SS-EN 12457-1, dvs L/S-kvoten var 2 och partikelstorleken var < 4 mm. Standarden är inte till för analys av organiska ämnen vilket innebär att avsteg gjordes. Skaktest utfördes i 1 liters glasburk med lock i polypropylen.

Yturlakningstest förråd Eslöv

Diffusionslakning (yttdiffusion) utfördes med behandlad betong. Yturlakningstestet utfördes på monoliter som fick ligga i vatten vilket byttes ut enligt ett schema som är förutbestämt i standarden.

Testerna utfördes så långt som möjligt enligt standarden CEN/TS 15863. Dock är standarden inte anpassad för organiska föreningar vilket innebär att PAH-analyserna inte är kompatibla med standarden.

Standarden föreskriver att provet ska vara i form av en kub. Detta är dock inte den naturliga form som betongbitar får då de sönderdelas. Därför användes även bitar med en oregelbunden form som hade ungefär samma massa som kuberna. Testerna på oregelbundna bitar var därför inte i enlighet med standarden. Tester genomfördes även på kuber av dimensionen 5x5x5 cm. Denna dimension medför att volymen lakvätska ska vara 1 200 ml, vilket användes för alla fyra testerna. I Tabell 10 redovisas provkropparnas vikt.

Diffusionslakningen utfördes i en två liters glasbägare. Glaskulor användes för att skapa avstånd mellan provet och bägarens väggar.

Tabell 10. Sammanställning av genomförda yturlakningstester

Replikat	Vikt
Kub 1	270 g
Kub 2	279 g
Oregelbunden 1	273 g
Oregelbunden 2	268 g

Standarden föreskriver att åtta olika fraktioner ska tas ut (se Tabell 11). I denna studie togs endast de sex första fraktionerna ut och fraktion 4 och 5 blandades samman innan analys. De analyserade fraktionerna sammanfattas i Tabell 11.

Tabell 11. Uttag av lakvätska från yturlakningstest för studie av betong

Fraktion	Tidsintervallets längd [dagar]	Tid sedan testets start [dagar]	Analyserades i betong-studien
1	0,08 ± 5 %	0,08 ± 5 %	Ja
2	0,92 ± 5 %	1 ± 5 %	Ja
3	1,25 ± 5 %	2,25 ± 5 %	Ja
4	5,75 ± 5 %	8 ± 5 %	Ja, sammanslagen med 5
5	6 ± 5 %	14 ± 5 %	Ja, sammanslagen med 4
6	1 ± 5 %	15 ± 5 %	Ja
7	13 ± 5 %	28 ± 5 %	Nej
8	8 ± 1 dag	36 ± 0,25 dag	Nej

Skaktest behållare Skruv

En-stegs lakteter utfördes enligt standard SS-EN 12457-1, dvs L/S-kvoten var 2 och partikelstorleken var < 4 mm. Standarden är inte till för analys av organiska ämnen vilket innebär att avsteg gjordes. Skaktest utfördes i 1 liters glasburk med lock i polypropylen.

pH-statiskt test BT Kemi

pH-statiska tester utfördes enligt standard EN14997. Dock utfördes test vid endast fyra pH-värden, vilket är ett avsteg från standarden. De pH-värden som användes var 4, 7, 9 och 12. Standarden är inte till för analys av organiska ämnen, vilket innebär ytterligare ett avsteg.

De pH-statiska testerna utförde i en två liter glasbägare.

Kolonntest BT Kemi

Kontinuerligt urlakningstest i kolonn genomfördes enligt standard prEN 14405. Provvuttag gjordes vid L/S 0,1, 0,5, 2 och 10. Standarden är inte till för analys av organiska ämnen vilket innebär att avsteg gjordes. Kolonnerna som användes var i akryl (plexiglas) och var den bredaste storleken som tillåts i standarden (höjd 30 cm och innerdiameter 10 cm). Tygon®-slangar användes till att pumpa vatten in i kolonnen från en dunk av polyeten HD och till att leda lakvätskan till en uppsamlingsdunk av polyeten HD.

Alla lakteter genomfördes av Eurofins.

3.3.3 Analys av lakvätskor

Lakvätskorna sedimenterades och dekanterades men filtrerades eller konserverades inte. De analyserades så snart som möjligt och förvarades kylt fram till analys.

Lakvätskorna från förrådet i Eslöv samt behållaren i Skruv analyserades för pH, konduktivitet, fysikalisk-kemiska parametrar och metaller som omfattas av mottagningskriterierna enligt NFS 2004:10 samt PAH. Lakvätskorna från BT Kemi analyserades för pH, konduktivitet, fysikalisk-kemiska parametrar och metaller som omfattas av mottagningskriterierna enligt NFS 2004:10, fenoxisyror samt klorresoler. Metoder och standarder för analyserna sammanställs i nedanstående tabell 11.

Provberedning och analyser genomfördes av ALS.

Tabell 12. Metoder, standarder och provberedning för analys av lakvätska från alla lakteter förutom kolonntester

Parameter	Metod/ instrument	Standard	Provberedning
pH		SS 028122	
Konduktivitet		SS-EN 27888	
Metaller (utom Hg)	ICP-SFMS	EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8	Surgöring med 1 ml salpetersyra(suprapur) per 100 ml. Vid analys av Se har provet uppslutits med HCl i autoklav (120°C) i 30 minuter.
Hg	AFS	SS-EN ISO 17852:2008	Surgöring med 1 ml salpetersyra(suprapur) per 100 ml.
DOC		DIN EN 1484-H3 (IR)	
Cl		DIN EN ISO 10304-1/2	
F		DIN EN ISO 10304-1	
SO4		DIN EN ISO 10304-1	
PAH	GC/MS	DIN 38407-F39 (2008)	
Fenoxisyror		DIN 38407-35	
Dinoseb		DIN 38407-35	
Klorfenoler	GC-MS		Fast-fas extraktion samt derivatisering
Klorresoler		DIN EN 12673-F15	

För att kunna göra analyserna i de små lakvätskemängder som genereras vid L/S 0,1 i kolonntestet användes ett annat laboratorium för dessa analyser. De metoder som användes för dessa analyser är sammanställda i Tabell 13.

Tabell 13. Metoder, standarder och provberedning för analys av lakvätska från kolonntester

Parameter	Metod/instrument	Standard
pH		SS 028122
Konduktivitet		SS-EN 27888
Metaller (utom Hg)	ICP-MS	SS 028150-2
Hg		SS EN 1483
DOC	TOC	SS EN 1485
Cl		EN ISO 10304
F		EN ISO 10304
SO ₄		EN ISO 10304
Fenoxisyror	Environmental Science & Technology vol. 31, no 2	
Dinoseb	Environmental Science & Technology vol. 31, no 2	
Klorfenoler	LA-GC-110.023	
Klorresoler	LA-GC-110.023	

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1 PAH-förorenad betong

4.1.1 Föroreningar i ytskikt och betongkroppen

Tjärbehållare i Skruv

I borrhämnarna från Skruv analyserades metaller och PAH i ytskiktet (innersta 5 cm) respektive i den behandlade betongen efter att behandlade betongen efter att ytskiktet hade sågats bort i laboratoriet. Halterna redovisas i

Tabell 14 tillsammans med vissa jämförvärden enligt tidigare avsnitt.

PAH fanns nästan helt uteslutande i ytskiktet. Mellan 98 och 100 % av PAH avlägsnades när de yttersta 0,5 cm sågades bort (den inre halvan av borrhärnan är ca 7 cm tjock inklusive detta ytskikt). Ett undantag var acenaftalen där endast 86 % av mängden fanns i de innersta 0,5 cm. Den totala halten av acenaftalen var dock liten i relation till övriga PAH. Alla andra PAH förekom i minst 10 gånger högre halt.

Tabell 14. Halter i mg/kg TS i borrkärnor av betong från Skruv och jämförvärden

Ämne	Borrkärna utan ytskikt	Ytskikt (0,5 cm)	FA riktvärde RVF 2007:01	MKM	"Maximala nivåer" fri användning	"Maximala nivåer" ovanpå deponi
PAH, summa 16	0,39	3700				
PAH canc	<0,18	1080	100			
PAH övriga	0,39	2600	1000			
PAH, summa L	0,11	155		15	0,6	3
PAH, summa M	0,32	2400		20	2	10
PAH, summa H	0,20	1100		10	0,5	2,5
As	<3	<3	1000	25	10	10
Ba	90	103	25000	300	-	-
Be	0,8	0,8				
Cd	<0,1	<0,1	100/1000	15	0,2	1,5
Co	4	5	100/2500	35		
Cr	14	14	1000/10000	150	40	80
Cu	15	15	2500	200	40	80
Fe	13300	11300				
Mn	372	394				
Ni	10	11	100/1000	120	35	70
P	412	401				
Pb	10	11	2500	400	20	200
Sr	63	74				
V	32	44	10000	200	-	-
Zn	35	32	2500	500	120	250
Hg	<1	<1	500/1000	2,5	0,1	1,8

Som framgår av tabellen tyder resultaten av totalhaltsanalyser på att betongen vars ytskikt (0,5 cm) har fjärmats uppfyller de maximala nivåerna enligt Naturvårdsverkets handbok 2010:01. Ytskiktet däremot skulle förmodligen klassas som farligt avfall p.g.a. PAH innehållet.

Tjärbestruket betongförråd i Eslöv

Betongen från förrådet i Eslöv slipades ren från ytskiktet i fält. Detta gjorde att mindre betong (ca 0,1 cm) avlägsnades jämfört med betongen från behållaren i Skruv där 0,5 cm sågades bort i labbet.

Vid jämförelse av den behandlade och den obehandlade betongen från Eslöv i tabell 14 framgår att halten hade minskat med mellan 7 och 99 % för de PAH som hade påvisats i den obehandlade betongen. Beräkningen påverkas dock av att många ämnen låg under rapporteringsgränsen och troligtvis var effekten av behandlingen större än vad beräkningen visar. Halterna i slipdammet från förrådet i Eslöv var betydligt lägre än halterna i det bortsågade ytskiktet från behållaren i Skruv.

Tabellen nedan tyder även på att tungmetallhalter kan variera i betongen, i detta fall gäller det särskilt kobolt (Co) och koppar (Cu).

Tabell 15. Halter i mg/kg TS i betong från Eslöv och jämförhalter

Ämne	Obehandlad betong	Behandlad betong	Slipdamm av betong	FA riktvärde RVF 2007:01	"Maximala nivåer" fri användning	"Maximala nivåer" ovanpå deponi
PAH, summa 16	13	0,098	190			
PAH canc	0,21	<0.18	4,7	100		
PAH övriga	13	0,098	180	1000		
PAH, summa L	0,063	0,075	0,82		0,6	3
PAH, summa M	12	0,098	180		2	10
PAH, summa H	0,21	0,2	5,1		0,5	2,5
As	3	3	3	1000	10	10
Ba	53	43	53	25000	-	-
Cd	<0.1	<0.1	<0.1	100/1000	0,2	1,5
Co	13	145	12	100/2500		
Cr	14	13	13,2	1000/10000	40	80
Cu	11	9,5	62	2500	40	80
Ni	9,1	6,3	24	100/1000	35	70
Pb	9,6	5,2	11	2500	20	200
V	22	13	52	10000	-	-
Zn	30	21	38	2500	120	250
Hg	<1	<1	<1	500/1000	0,1	1,8

Sammanfattning för totalhaltsanalyser av PAH-förorenad betong

Som framgår av ovanstående resultat uppvisade de översta ca 0,1-0,5 cm av betong som har varit tjärbestruken respektive i kontakt med uppvärmd tjära avsevärt högre halter av PAH än resterande betong. Behandlad betong uppfyllde de maximala nivåerna enligt Naturvårdsverket handbok 2010:01 för fri användning med avseende på de analyserade parametrarna, dock inte obehandlad betong. Slipdamm från Eslöv innehöll lägre halter av PAH än ytskiktet i fall Skruv och skulle förmodligen inte heller klassas som farligt avfall.

4.1.2 Utlakning i skaktester

PAH

Halterna av PAH i lakvatten ifrån skaktest med betong från förrådet i Eslöv redovisas i Tabell 16. Av tabell 15 framgår även att endast en mycket liten andel av PAH som fanns i betongen hamnade i lakvattnet; delvis enstaka procent, men oftast 0,02 % eller lägre. Resultaten för den behandlade betongen är osäkra då laboratoriet av misstag endast analyserade totalhalter i ett replikat.

Tabell 16. Halter i lakvatten och urlakning av PAH från betong i Eslöv vid L/S 2

Ämne	Slipdamm av betong	Behandlad, betong	Urlakad andel slipdamm	Urlakad andel behandlad
Enhet	µg/l	µg/l	%	%
PAH, summa 16	15	6,6	0,02	<<0,02
PAH, summa L	0,42	0,39	0,1	<<0,02
PAH, summa M	14	6,2	0,02	<<0,02
PAH, summa H	0,43	0,014	0,02	<<0,02

I Tabell 17a redovisas halter PAH i lakvätska från skaktester utförda med betong från Skruv. I tabellen redovisas även andelen av PAH i betongen som hamnade i lakvätskan. Observera att de "urlakade

andelarna” har beräknats med hjälp av en uppskattning av totalhalten PAH i den obehandlade delen (som i sin tur baseras på en till längden proportionerlig sammanslagning av uppmätta halter i betong med och utan ytskikt).

PAH-halter i den behandlade betongens lakvatten var betydligt lägre än i den obehandlade (mellan en faktor 20 tom 180 gånger lägre). För andelen PAH som lakas ur var skillnaden inte lika tydlig: PAH-L lakades ut i något högre grad från den obehandlade betongen, de övriga PAH lakades ut i högre andel från den behandlade.

PAH-halter i lakvätskorna från betongen i Skruv var betydligt högre än för Eslöv, både för den behandlade och den obehandlade delen (den senare jämfört med slipdammet från Eslöv). Även de urlakade andelarna var mycket högre.

Tabell 17a. Halter i lakvatten och urlakning av PAH från betong i Skruv vid L/S 2

Ämne	Obehandlad betong	Behandlad betong	Urlakad andel obehandlad	Urlakad andel behandlad
Enhet	µg/l	µg/l	%	%
PAH, summa 16	3200	62	2,4	31
PAH, summa L	2700	15	48	27
PAH, summa M	430	46	0,5	29
PAH, summa H	27	1,3	0,1	1,3

Tabell 16b nedan redovisar kvoterna som erhållits genom att dela halter och urlakade andelar PAH för betong från Skruv med de från Eslöv. Det framgår tydligt att det fanns störst skillnader i halter PAH avseende PAH-L för den obehandlade betongen och avseende PAH-H för den behandlade mellan de två PAH-förorenade betongen. Skillnaderna tyder på att sättet hur PAH-föroreningar har trängt in i betongen och på vilket sätt de har utsatts för yttre inverkan på grund av ljus, regn etc. skulle kunna påverka deras mobilitet i laktester (tjåran i Skruv har värmts upp, fanns främst på insidan i den fönsterlösa behållaren, inträngningsdjupet verkade vara större i Skruv som de högre halterna i den behandlade betong tyder på). Likväl kan resultaten tyda på att betongens fysiska eller kemiska egenskaper skiljde sig åt och påverkade utlakningen av organiska föroreningar (det senare bekräftas dock inte tydligt av resultaten från analyserna av kemisk-fysikaliska parametrar, se tabell 16c). Eftersom laktesterna inte är standardiserade för PAH-föroreningar i betong kan påverkan av försöksutrustningen på resultaten inte uteslutas.

Ett möjligt linjärt samband mellan haltskillnader och skillnader i utlakning verkade inte finnas, varken för betong från Skruv eller Eslöv.

Tabell 16b. Halt- och procentkvoter för PAH resultat från Skruv delat med de från Eslöv.

Ämne	Haltkvot Obehandlad betong	Haltkvot Behandlad betong	Procentkvot andel obehandlad	Procentkvot andel behandlad
PAH, summa 16	213	9	120	1550
PAH, summa L	6429	38	480	1350
PAH, summa M	31	7	25	1450
PAH, summa H	63	93	5	65

Övriga ämnen

Tabell 16c redovisar de uppmätta halterna av grundämnen i lakvetskorna.

Tabell 16c. Halter av grundämnen i lakvatten från betong förorenad med PAH vid L/S 2 (i µg/l om inget annat anges)

Ämne	Slipdam m Eslöv	Behandlad betong Eslöv	Obehandlad Skruv	Behandlat Skruv	Handbok 2010:1 "Fri"	Handbok 2010:1 "Deponi"	NFS 2004/10 Inert deponi
As	1,3	0,7	0,8	0,5	10	50	6
Ba	14,9	486,5	1920	2030	-	-	4000
Cd	0,05	0,05	0,05	0,05	10	4	20
Cr	108,5	81,9	3,9	3,0	200	60	100
Cu	22,4	2,03	1,07	1	200	200	600
Hg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	1	1	2
Mo	8,0	2,455	5,54	5,3	-	-	200
Ni	1,47	0,517	1,97	1,3	100	200	120
Pb	0,4	1,695	1,53	1,3	50	100	150
Sb	0,3	0,1	0,1	0,1	-	-	100
Se	<3	<3	<3	<3	-	-	40
Zn	2,3	2,4	2,4	2	1000	100	1200
DOC (mg/l)	77	30,5	62	39,5			160
Klorid (mg/l)	27	10,5	0,84	0,6			460
Fluorid (mg/l)	0,15	1	0,15	0,6			2,5
Sulfat (mg/l)	109	1	5,7	3,6			1500

Halterna i lakvatten som redovisas ovan är ca en halv till en storleksordning lägre än jämförvärden för mottagningskriterier för avfall till en inert deponi eller enligt Naturvårdsverkets handbok. Observera dock att L/S värdet för jämförvärden var 0,1 och att särskilt halter av lättlösliga ämnen och vissa metaller kan vara högre vid lägre L/S (eftersom L/S 0,1 inte medger tillräcklig med vätska till analyser av organiska ämnen har L/S 2 valts istället). Kromhalterna i slipdamm och i den behandlade betongen från Eslöv överskred dock jämförvärdena för återvinning som deponitäckningsmaterial ovan tätskikt (eftersom det antas att halterna vid L/S 0,1 skulle vara ännu högre eller åtminstone inte betydligt lägre).

Tabell 16d nedan redovisar de beräknade totalt utlakade mängder per kg torr vikt betong samt jämförvärden. Observera dock att L/S värdet för jämförvärden är 10 och att halter kan vara högre vid högre L/S (eftersom mer av ämnena lakas ut om även i lägre halter).

Tabell 16d. Urlakade mängder av grundämnen i lakvatten från betong förorenad med PAH (i mg/kg TS om inget annat anges, vid L/S 2 för resultaten, L/S 10 för jämförvärden)

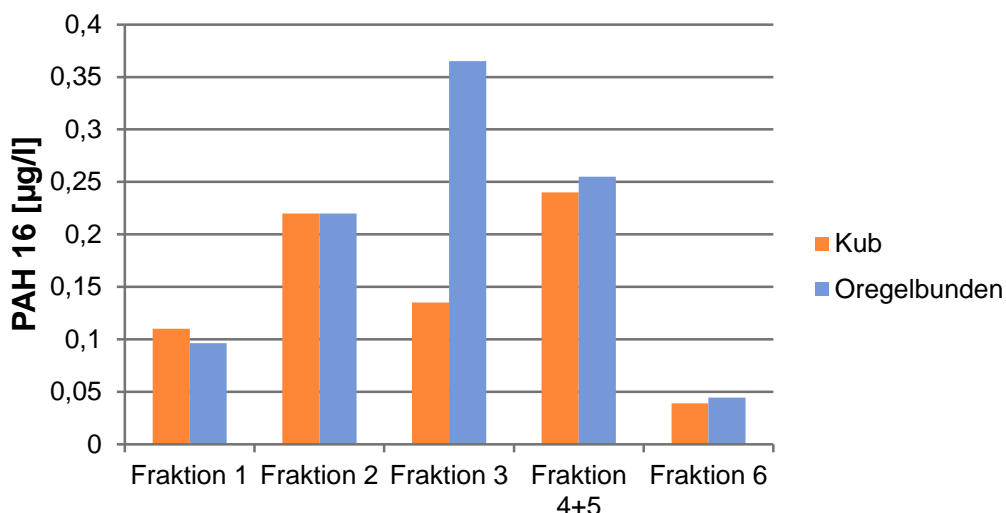
Ämne	Slipdamm Eslöv	Behandlad betong Eslöv	Obehandlad Skruv	Behandlad Skruv	Handbok 2010:1 "Fri"	Handbok 2010:1 "Deponi"	NFS 2004/10 Inert deponi
L/S	2	2	2	2	10	10	10
As	0,0026	<<0,001	0,0017	0,0010	0,09	0,4	0,5
Ba	0,0298	<<0,001	3,8400	4,0600	-	-	20
Cd	0,0001	<<0,001	0,0001	0,0001	0,02	0,007	0,04
Cr	0,2170	<<0,001	0,0077	0,0059	1	0,3	0,5
Cu	0,0447	<<0,001	0,0021	0,0020	0,8	0,6	2
Hg	<<0,001	<<0,001	<0,0001	<0,0001	0,01	0,01	0,01
Mo	0,0159	<<0,001	0,0111	0,0105	-	-	0,5
Ni	0,0029	<<0,001	0,0039	0,0025	0,4	0,6	0,4
Pb	0,0007	<<0,001	0,0031	0,0027	0,2	0,3	0,5
Sb	0,0006	<<0,001	0,0002	0,0002	-	-	0,06
Se	0,0060	<<0,001	0,0060	0,0060	-	-	0,1
Zn	0,0045	<<0,001	0,0049	0,0040	4	3	4
DOC	0,77	0,3050	124	79			500
Klorid	54	<<0,001	1,68	1,2			800
Fluorid	0,3	<<0,001	0,3	1,15			10
Sulfat	218	<<0,001	11,4	7,2			1000

Jämförelsen mellan resultaten som redovisas i tabell 16c med jämförhalterna tyder på att halter av grundämnen i lakvatten från den olika undersökta betongen är ca minst en storleksordning längre än de maximala nivåerna i enlighet med Naturvårdsverkets handbok (2010) eller mottagningskriterierna för avfall som deponeras på en deponi för inert avfall. Enda undantaget är urlakning av DOC ("löst organiskt kol") från den obehandlade betongen i Skruv som är lägre men i samma storleksordning som mottagningskriterierna för en inert deponi. Urlakningen vid L/S 10 är i regel högre än vid L/S 2, men det bedöms som osannolikt att jämförvärdena skulle överskridas med tanke på att urlakningen för många parametrar är flera storleksordningar lägre.

4.1.3 Ytutlakningstest

I ytutlakningstestet (eller diffusionstestet) med betong från Eslöv låg de flesta PAH-halterna under rapporteringsgränserna och således betydligt lägre än i skaktesterna med samma (behandlade) betong. Summa PAH i de olika fraktionerna, beräknad av laboratoriet, redovisas i Figur 4-1.

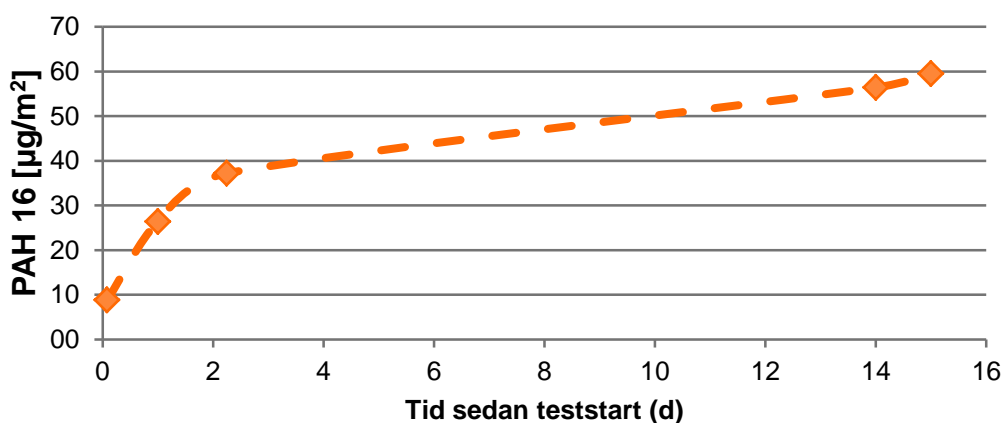
Skillnaden mellan den oregelbundna biten och kuben var liten i de flesta fall. För fraktion 3 så gav den ena oregelbundna biten upphov till avsevärt högre halter av naftalen vilket är bakgrunden till den stora skillnaden som syns i figuren. Utlakningen var dock i samma storleksordning för de olika betongbitarna. Att skillnaderna var så små mellan en utsågad bit och en oregelbunden tyder på att den till lakning bidragande yta var lika stor i bägge fall. Detta kan tyckas förvånansvärt med tanke på formen, men även en sågad yta av äldre betong uppvisar många ihålligheter och porer som kan bidra med lakning i kontakt med vatten.



Figur 4-1. Halter i lakvätska från yturlakningstest med behandlad betong från Eslöv

Fraktionerna i ovanstående figur motsvarar olika tider som har gått sedan testet startades. Om man relaterar halterna i lakvätskorna till provkroppens yta kan man synliggöra vilka halter av PAH som lakades ur under tiden (mellan de olika provtuttagen, se nedanstående figur för betongkuben).

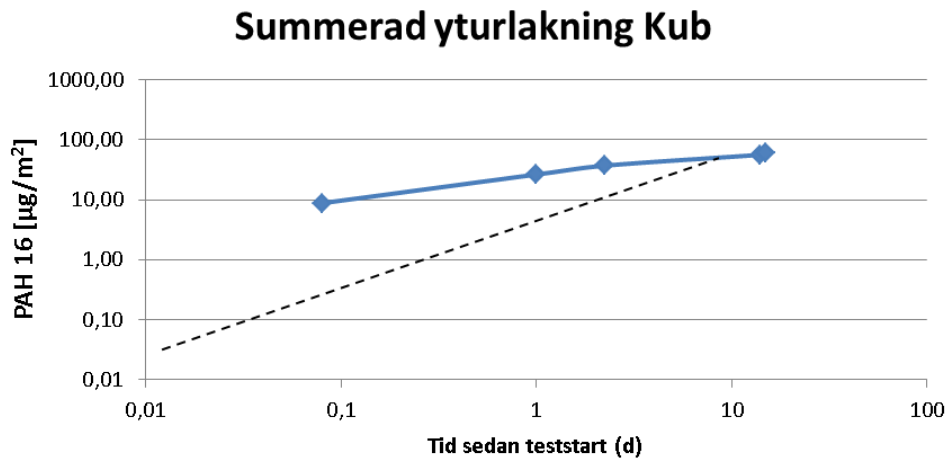
Summerad yturlakning Kub



Figur 4-2. Yturlakning över tid från betongkub från Eslöv

Ovanstående figur tyder på att yturlakningen är relativt konstant i början och sedan planar ut. Observera att punkterna vid kurvan visar utlakning i μg per m^2 betongyta. Resultaten kan användas för att uppskatta lakning av PAH från större delar av krossat betong till omgivande porvatten i jord vid återvinning som fyllnadsmaterial eller bärlager.

På en logaritmisk skala kan man jämföra resultaten med vad som skulle förväntas om utlakningen av PAH vore diffusionsstyrd (se nedanstående figur, den streckande linjen antyder diffusionsstyrd utlakning med en lutning av 0,5). Det framgår att den uppmätta utlakningen är högre än om den vore diffusionsstyrd, i alla fall under de första dyggen (punkterna ligger över den streckade linjen). Detta tyder på att det inte är diffusionen som styr transporten av PAH i början av testet, utan att det sker till exempel ett slags "wash-off" av PAH från ytan. Detta måste dock verifieras med resultat från den oregelbundna provkroppen och helst flera mättidpunkter i framtiden.



Figur 4-3. Yturlakning på logaritmisk skala från Eslövs betongkub mot ”diffusionslinje”

4.2 Förorenad betong från BT Kemi

4.2.1 Totalhalter i betong

Organiska föroreningar

Betongen från BT Kemi är främst förorenad med klorfenoler, klorkresoler, fenoxisyror och i viss utsträckning dinoseb. I tabell 17 presenteras resultaten från medel- och maxvärdesberäkning av halter av de organiska föroreningar som uppmättes inom BT Kemi efterbehandlingsprojektet tidigare. Medelvärden och maximalvärden har beräknats med hjälp av resultat från totalt 23 analyser.

Tabell 17. Medel- och maximala halter av organiska föroreningar i betong från BT Kemi efterbehandling

Ämne/ Värde	Summa klorfenoler	Summa klorkresoler	Summa fenoxisyror	Dinoseb
Medel alla	11,1	10,7	8,5	0,09
Max alla	31	64	21	0,19

Tabell 18 nedan redovisar uppmätta halter och jämförvärden (förutom för metylfenoler). Analyserade fraktioner av betongen visade sig ha relativt låga halter av undersökta pesticider/organiska föroreningar jämfört med tidigare uppmätta halter (jämför med tabell 17a). Flertalet värden låg under rapporteringsgränsen (2,3-diklorfenol, 3,5-diklorfenol, 2,3,4-triklorfenol, 2,3,5-triklorfenol, 2,3,6-triklorfenol, 3,4,5-triklorfenol, 2,3,4,5-tetraklorfenol, 2,3,4,6-tetraklorfenol, 2,3,5,6-tetraklorfenol, pentaklorfenol, 4-klor-3-metylfenol). Högsta uppmätta halt var 5,3 mg/kg TS och avser 6-klor-2-metylfenol (en klorkresol). Med avseende på totalhalter av analyserade pesticider uppfylldes Naturvårdsverkets generella riktlinjer för förorenad mark för känslig markanvändning för två av proverna (D4B och D6N). Provet D5 uppfyllde inte riktvärden för MCPA och MCPP. Halter i provet D13 överskred ett flertal riktvärden för känslig och även mindre känslig markanvändning.

Tabell 18. Halter av organiska ämnen i betong från BT Kemi samt jämförvärden i mg/kg TS

Parameter	D4B	D5	D6N	D13	Farligt avfall ¹⁾	KM ²⁾	MKM ²⁾
2,4-D	0,044	0,055	<0.010	1,2	2500	0,1	1
2,4-DB	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	N.d.		
2,4,5-T	0,059	<0.010	<0.010	0,16	2500	0,1	1
MCPA	0,017	0,13	<0.010	1,7	2500	0,05	0,3
2,4-DP	<0.010	0,044	<0.010	0,4	2500	0,05	0,3
2,4,5-TP	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	2500	0,1	1
MCPB	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	N.d.		
MCPD	0,011	0,11	<0.010	1,6	N.d.	0,05	0,3
2-MCP	<0.10	<0.10	<0.10	0,46	25000	0,5	5
3-MCP	<0.10	<0.10	<0.10	0,95	25000		
4-MCP	<0.10	<0.10	<0.10	1	25000	0,5	5
2,4+2,5-DCP	<0.10	<0.10	<0.10	3,2	25000 ³⁾	0,5	5
2,6-DCP	<0.10	<0.10	<0.10	0,54	N.d.	0,5	5
3,4-DCP	<0.10	<0.10	<0.10	0,39	N.d.	0,5	5
2,4,5-TCP	0,14	<0.10	<0.10	1,5	2500	0,5	5
2,4,6-TCP	<0.10	<0.10	<0.10	1,2	N.d.	0,5	5
Sum CP	0,14	<0.9	<0.9	9,24	N.d.	0,5 ⁴⁾	3 ⁴⁾
SUM CP+CC						1,5 ⁴⁾	5 ⁴⁾
Sum FA, CP and CC	0,311	0,379	0,07	14,33	2500		

1) BT Kemi, 2005; 2) KM/MKM generella riktvärden i Kemakta, 2004; 3) valid for 2,4-; N.d. ingen data, ej klassificerat i 1); 4) Naturvårdsverket, 2009.

Grundämnen

Halter av grundämnen i betongen från BT kemi skiljde sig något mellan de fyra proven. Påvisade halter och jämförvärden framgår av tabell 19 nedan.

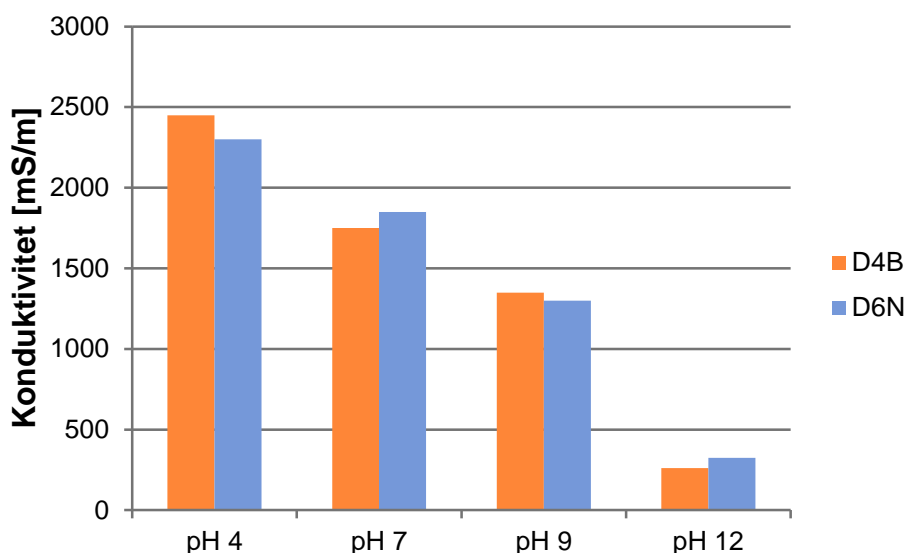
Tabell 19. Totalhalter av metaller i betong från BT Kemi (mg/kg TS) och jämförvärden

Ämne	D4B	D5	D6N	D13	FA riktvärde RVF 2007:01	"Maximala nivåer" fri användning	"Maximala nivåer" ovanpå deponi
krossning			ja				
malning	ja	ja	ja	ja			
As	4,7	<3	5,93	8,3	1000	10	10
Ba	84,7	58,1	73,7	190	25000	-	-
Be	1,05	0,454	0,562	2,44			
Cd	<0.1	<0.1	0,265	<0.1	100/1000	0,2	1,5
Co	18,1	16,4	22,9	47	100/2500		
Cr	21,4	13	15,5	54,8	1000/10000	40	80
Cu	18,3	20,6	10,3	32,2	2500	40	80
Fe	15000	14100	10900	27600			
Mn	222	308	157	208			
Ni	22,8	14,3	8,75	58,5	100/1000	35	70
P	441	526	431	432			
Pb	4,55	6,13	35,8	12,4	2500	20	200
Sr	208	71,1	202	163			
V	30,6	34,2	13,5	61,4	10000	-	-
Zn	34,4	35,6	61,8	58,8	2500	120	250
Hg	<1	<1	<1	<1	500/1000	0,1	1,8

Som framgår av ovanstående tabell verkar den undersökta betongen från BT kemi uppfylla de maximala nivåerna enligt Naturvårdsverket handbok 2010:01 för fri användning med avseende på de analyserade parametrarna, med undantag för kadmium och bly i prov D6N samt krom och nickel i provet D13. Inget prov skulle klassas som farligt avfall på grund av tungmetallhalterna.

4.2.2 pH-statisk urlakning

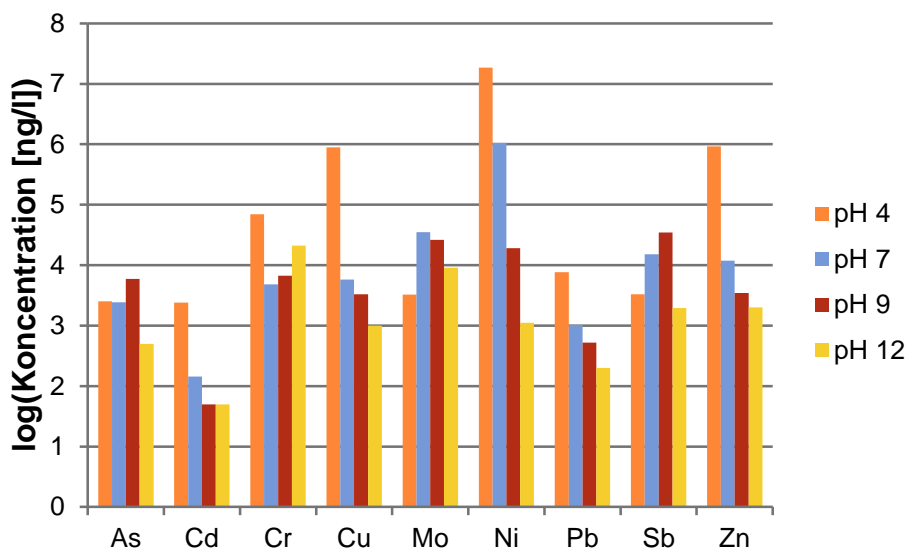
pH-statisk urlakning gjordes med prov från D4B och D6N. I lakvätskan analyserades konduktivitet, grundämnen, klorid, fluorid, sulfat, DOC, fenoxysyror, dinoseb, klorfenoler och klorkresoler. Konduktiviteten i materialen vid de 4 olika studerade pH-värdena framgår av Figur 4-4. Bilden visar att konduktiviteten avtar med ökande pH. Det tyder på att lösligheten av salter är högre vid lägre pH.



Figur 4-4. Konduktivitet i lakväska från de förorenade betongproverna D4B och D6N vid olika pH-värden

Grundämnen

Många metaller (särskilt bly, kadmium, koppar, nickel och zink) har högre löslighet vid lägre pH. Detta förhållande framgår av nedanstående figur (observera den logaritmiska skalan i ng/l som har valts för att kunna avbilda de mycket olika halterna i samma figur). Nickelhalterna i lakväska vid neutrala och sura förhållanden (pH 7 resp. 4) var mycket höga, särskilt för två av proverna (D4B och D6N).

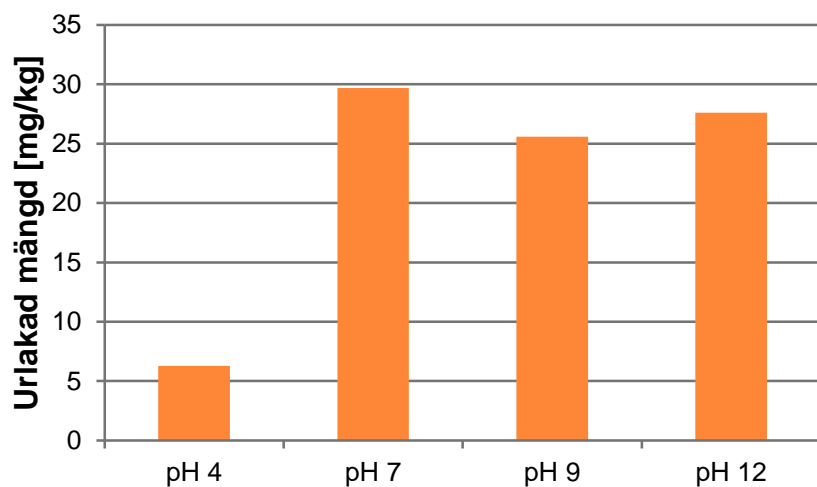


Figur 4-5. Tungmetallhalter i lakväska från BT kemi betong vid olika pH

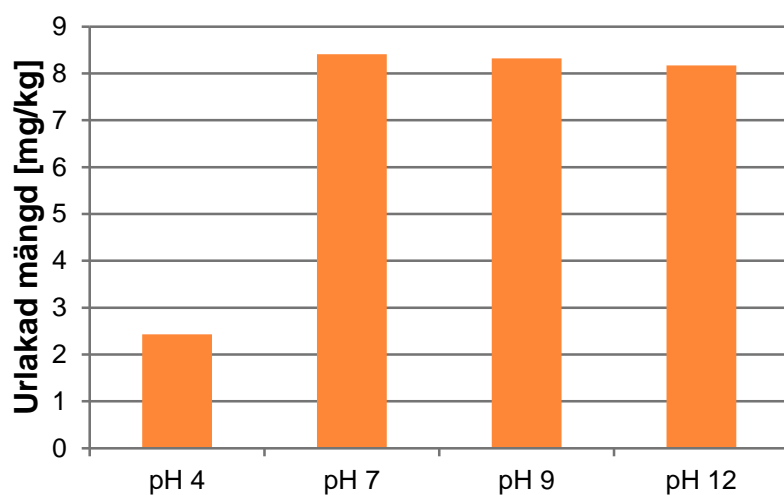
Organiska ämnen

För att enklare kunna visa de urlakade mängderna i figurer så beräknades summan av fenoxysyror, klorfenoler och klorresoler. När summan beräknades användes hela rapporteringsgränsen för de ämnen som inte detekterades, med syfte att göra en konservativ beräkning av värsta möjliga fall. Variationen mellan replikaten var stor och dessa och tidigare resultat tyder på att variationen inom betongmängden från ett visst ställe (tex D4B och D6N) var i samma storleksordning som variationen mellan de olika platserna. Därför behandlas alla betongprover som om de tillhörde samma materialmängd.

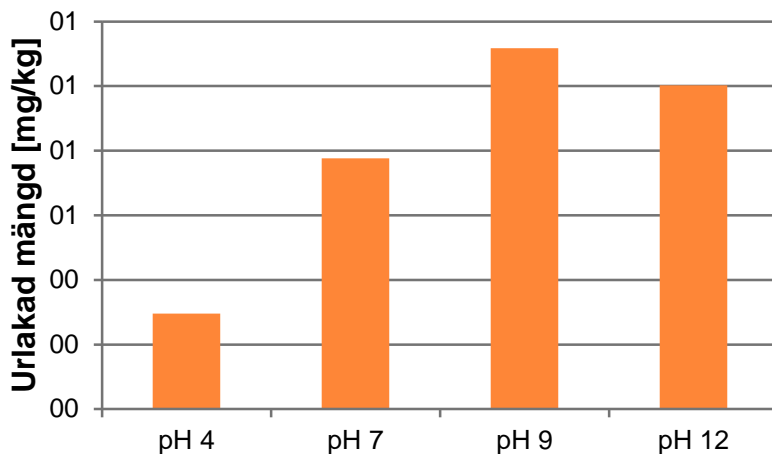
I Figur 4-6, Figur 4-7 och Figur 4-8 framgår att urlakningen av de organiska föroreningarna i betongen från BT Kemi generellt lakades ut minst vid pH 4. Vid pH 7, 9 och 12 var urlakningen av ungefär samma storleksordning.



Figur 4-6. Urlakad mängd fenoxisyror från betong från BT Kemi



Figur 4-7. Urlakad mängd klorfenoler från betong från BT Kemi.

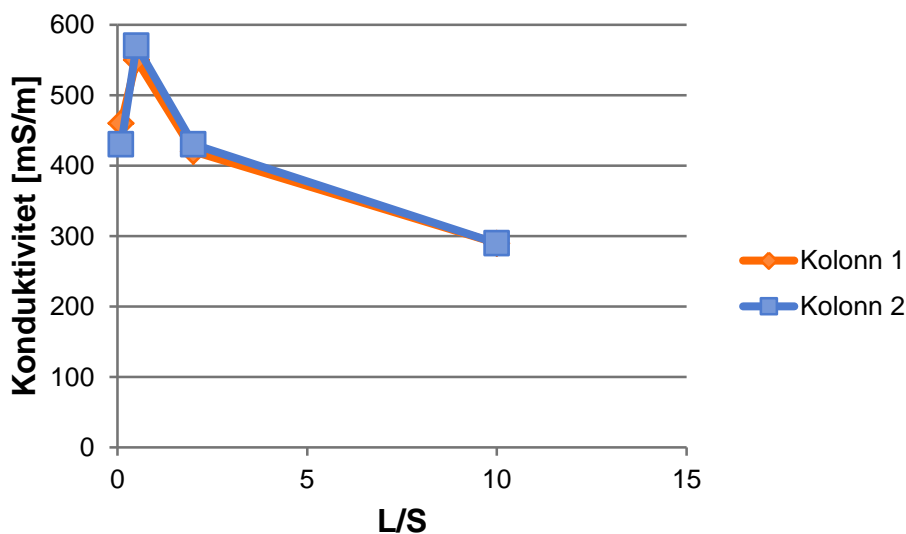


Figur 4-8. Utlakad mängd klorokresoler från betong från BT Kemi

Ovanstående resultat antyder att så länge pH-värdet inte sjunker till sura förhållanden ger utlakning vid betongens eget pH-värde (runt 12) en bra bild av utlakade halter av pesticider som kan förväntas.

4.2.3 Kolonntest

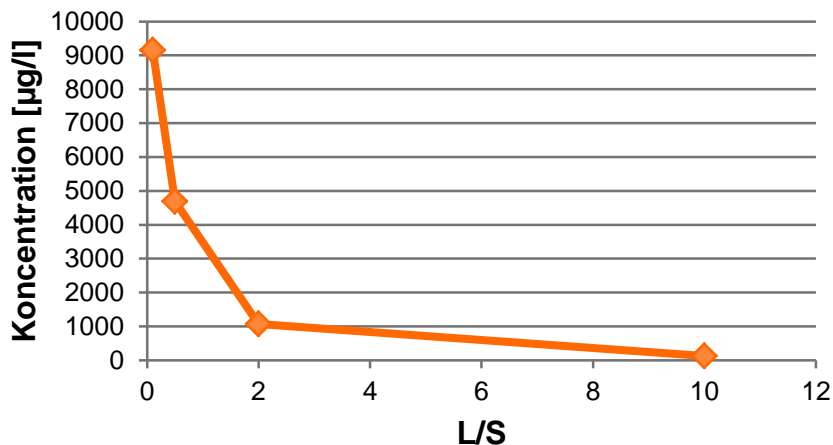
Kolonntest gjordes med en blandning av material från D4B, D5, D6N och D13. I lakvätskan analyserades konduktivitet, grundämnen, klorid, fluorid, sulfat, DOC, fenoxysyror, dinoseb, klorfenoler och klorokresoler. Konduktiviteten i lakvätskan som en funktion av L/S framgår av Figur 4-9. Konduktiviteten var högre vid L/S 0,5 än vid L/S 0,1, och sjönk vid ökat L/S-värde.



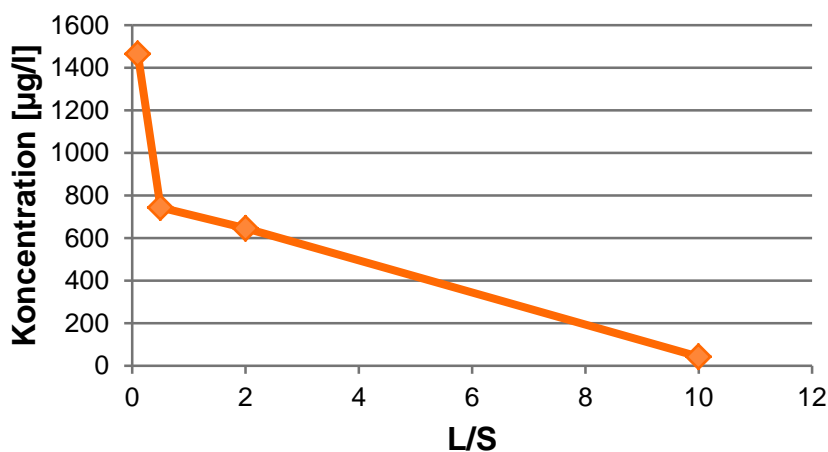
Figur 4-9. Konduktivitet i lakvätska från kolonner för lakning av betong

Det kan förväntas att utlakning av lösliga salter är störst i början av testet med de högsta konduktivitetvärdena som följd. Ovan beskrivna fenomen med högre halter inte vid det första uttagna lakvattenprovet utan senare har observerats tidigare och bland annat beskrivits av van Praagh, 2007.

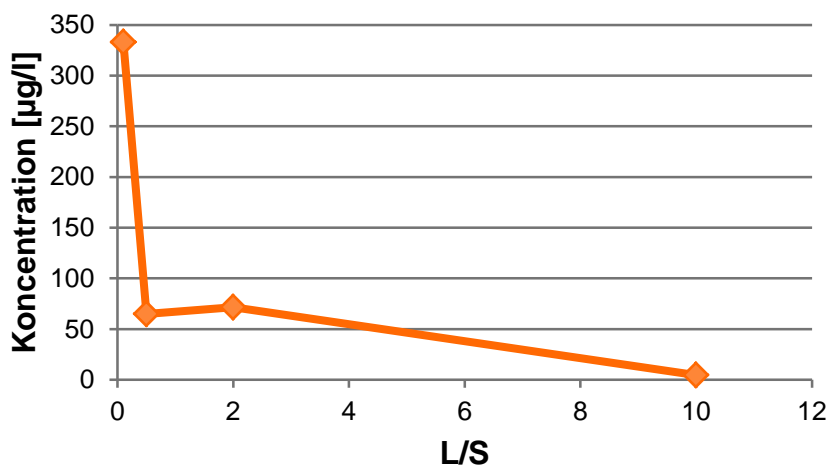
Som nedanstående figurer visar var halterna av pesticider i lakvattnet högst i början av kolonn testen för att sedan avta betydligt, flera storleksordningar för fenoxysyror och klorfenoler.



Figur 4-10. Halter av fenoxisyror i lakvatten från kolonnstest



Figur 4-11. Halter av Klorfenoler i lakvatten från kolonnstest



Figur 4-12. Halter av Klorkresoler i lakvatten från kolonnstest

Halterna som uppmättes i lakvatten från kolonnstesterna kan jämföras med tidigare resultat som dock har tagits fram med ett annat test (tvåstegs-skakttest). Nedanstående tabell 20 redovisar uppmätta summahalter för de tre grupperna i lakvatten från tidigare tester samt från de ovanstående kolonnstesterna.

Tabell 20. Summahalter av klorfenoler, klorkresoler och fenoxisyror i lakvatten från tidigare 2-stegs skakttest och kolonntester på BT kemi betong

Koncentration	vid LS 2	vid LS 10
Prov	µg/l	µg/l
D4B	1929	120
D5	419	25
D13	79	4
D6	4072	282
D10	1444	90
D14	255	19
Medel av ovan	1366	90
Denna studie medel	1794	182
Åtgärds mål för dräneringsvatten	100 ¹⁾	

¹⁾summahalt fenoxisyror, klorfenoler, klorkresoler

Som framgår ovan överskred medelvärdena för summahalterna av klorfenoler, klorkresoler och fenoxisyror i lakvatten från kollontesterna åtgärds målet för dräneringsvatten från området både vid L/S 2 och 10.

4.2.4 Lakbarhet

Den mängd förorening som lakades ut ur betongen jämfördes med den totala mängden som fanns i betongen enligt totalhaltsanalyserna. Endast totalhalter för fenoxisyror, klorfenoler och klorkresoler användes. En teoretisk blandning av all betong användes. Vid beräkningen av totalhalt i betongen användes även analyser som gjorts i tidigare utredningar inom BT Kemi-projektet.

Det skulle vara praktiskt att använda totalhalterna som ett mått på vilka föroreningar i betongen som främst riskerar att ge upphov till föroreningar i vatten. I tabell 21a nedan redovisas en rangordning av ämnernas halter i det fasta materialet respektive i lakväsken. Totalhalterna gäller för en blandning av de fyra material som studerades i kolonntestet (D4B, D5, D6N och D13) i denna studie med materialen som analyserade i en tidigare studie (Sweco, 2009). Bland de fem ämnen med högst totalhalter förekom tre bland de ämnen som lakade ut föroreningarna mest. Generellt var överensstämmelsen mellan de ämnen som har hög totalhalt och de ämnen som lakades ut relativt god. Några tydliga undantag finns dock, till exempel 2,4,5-T vilket har bland de lägsta totalhalterna med lakas ut i relativt stora mängder.

Tabell 21a. Efter halter rangordna ämnen i betong och lakvatten från kolonntester med betong från BT Kemi

Rangordning totalhalt	Totalhalt [mg/kg]	Rangordning kolonntest L/S 10	Utlakad mängd [mg/kg]
2,4+2,5-diklorfenol	1,05	2,4-D	52,55
6-klor-2-metylfenol	0,63	MCPA	37,92
4-klor-2-metylfenol	0,53	MCPB (mekoprop)	37,34
MCPB (mekoprop)	0,52	2,4-diklorfenol	13,03
MCPA	0,49	2,4,5-T	6,95
2,4,6-triklorfenol	0,40	2,4,5-triklorfenol	5,32
2,4,5-triklorfenol	0,32	2,6-diklorfenol	4,16
2,4-D	0,31	2,4,6-triklorfenol	4,14
3-monoklorfenol	0,27	4-klor-2-metylfenol	3,12
4-monoklorfenol	0,27	6-klor-2-metylfenol	1,62
2,6-diklorfenol	0,26	2-monoklorfenol	0,75
2-monoklorfenol	0,23	4-monoklorfenol	0,61
3,4-diklorfenol	0,22	3-monoklorfenol	0,37
2,4-DP (diklorprop)	0,22	2,3,5-triklorfenol	0,24
2,3-diklorfenol	0,21	2,4,5-TP (fenoprop)	0,23
2,3,4,5-tetraklorfenol	0,20	2,4-DB	0,21
2,3,4-triklorfenol	0,20	MCPB	0,21
2,3,5,6-tetraklorfenol	0,20	3,4-diklorfenol	0,12
2,3,5-triklorfenol	0,20	2,3,5,6-tetraklorfenol	0,11
2,3,6-triklorfenol	0,20	2,3,6-triklorfenol	0,10
3,4,5-triklorfenol	0,20	2,3,4-triklorfenol	0,02
3,5-diklorfenol	0,20	2,3,4,6-tetraklorfenol	0,01
pentaklorfenol	0,20	sum 2,5-/3,5-diklorfenol	0,01
2,3,4,6-tetraklorfenol	0,19	2,3-diklorfenol	0,005
2,4,5-T	0,18	pentaklorfenol	0,003
2,4,5-TP (fenoprop)	0,13	2,3,4,5-tetraklorfenol	0,002
MCPB	0,13	3,4,5-triklorfenol	0,001
2,4-DB	0,11	2,4-DP (diklorprop)	ej analyserat
4-klor-3-metylfenol	0,10	2,4+2,5-diklorfenol	ej analyserat
		3,5-diklorfenol	ej analyserat
		4-klor-3-metylfenol	ej analyserat

I tabell 21b redovisas kvoterna mellan utlakad mängd och totalhalter uppmätta i betongen.

Tabell 21b. Kvoter mellan utlakade mängder och uppmätta totalhalter i betong från BT Kemi efterbehandling

Parameter	Kvot
2,4-D	170
MCPA	77
MCPA (mekoprop)	72
2,4,5-T	39
2,4,5-triklorfenol	17
2,6-diklorfenol	16
2,4-diklorfenol	12
2,4,6-triklorfenol	10
4-klor-2-metylfenol	6
6-klor-2-metylfenol	3
2-monoklorfenol	3
4-monoklorfenol	2
3-monoklorfenol	1
2,3,5-triklorfenol	1

Utlakad mängd av framförallt fenoxisyrorna verkade vara många gånger större än den uppmätta totalhalten. Detta resultat tyder på att antingen analyser av ämnena i lakvatten överskattades eller totalhalter underskattades. En betydligt mycket större mängd betong användes för utlakningen än som användes för att mäta totalhalten (hundratals gram jämfört med ett till några enstaka gram). På grund av alkaliniteten och relativt höga salthalter antas att betong utgör en komplicerad matris att mäta de organiska föroreningar i. Således dras slutsatsen att det är mera sannolikt att totalhaltsanalyserna underskattar totalhalten av framförallt fenoxisyror i betong än att lakvattenanalyserna överskattar halter i lakvättskan.

4.3 Resultat från andra, liknande studier på bygg- och rivningsavfall

Dalgren et al (2011) undersökte hur olika lakvättskor, som används i många standarder, påverkade utlakning av PAH från förorenad jord som hade behandlats (med jordtvätt). Jämförelse gjordes med avjoniserat vatten. Författarna använde sig av standardmetoder (se ovan) för skak- och kolonntester, men valde glas och särskilda slangar och tuber (av FEP respektive fiberglas) som material för testerna med tanke på att vissa PAH kan adsorbera till plastytor. Tillsatts av lite salt (0,001 mol CaCl₂ per liter) visade sig mobilisera mera lågmolekylära PAH än avjoniserat vatten. För högmolekylära PAH var förhållandet tvärtom. Fastän halterna av PAH var låga i jordarna efter den initiala behandlingen överskred halterna i lakvättskor gränsvärden för dricksvatten.

För att kunna utvärdera testerna på rätt sett måste jämvikt uppnås mellan det fasta materialet som undersöks och lakvättskan. Om och hur fort detta sker är beroende av materialets egenskaper, dess kornstorlek och kontakttiden mellan material och vätska. Ju mindre kornstorlek desto kortare tid krävs är en tumregel, åtminstone för många icke-organiska ämnen. Eftersom det kan vara svårt att uppnå jämvikt för organiska ämnen och dessa kan vara benägna att adsorbera till både partiklar och försöksutrustning har kolonnuppsättningar med recirkulation av lakvättska föreslagits av till exempel Enell et al. (2004).

Kalbe et al (2008) mätte en utlakning av PAH på ca 0,3 mg/kg torrsvikt från rivningsavfall i kolonntest, att jämföra med en totalhalt i materialet på 83 mg/kg torrsvikt (kolonner i glas och med "inerta" slangmaterial, kornstorlek <4 mm, upp till L/S 5). Även Legret et al. (2005) mätte enbart låga halter av PAH i lakvatten framtagen i skak- och kolonntester med ny och återvunnen asfalt. Halterna av PAH var dock generellt lägre i dessa material än i betongen som föreligger i denna studie (högsta halt 0,23 respektive 0,27 mg/kg TS benzo(a)anthracene i Legrets studie). Inga studier kunde finnas på pesticider i betong.

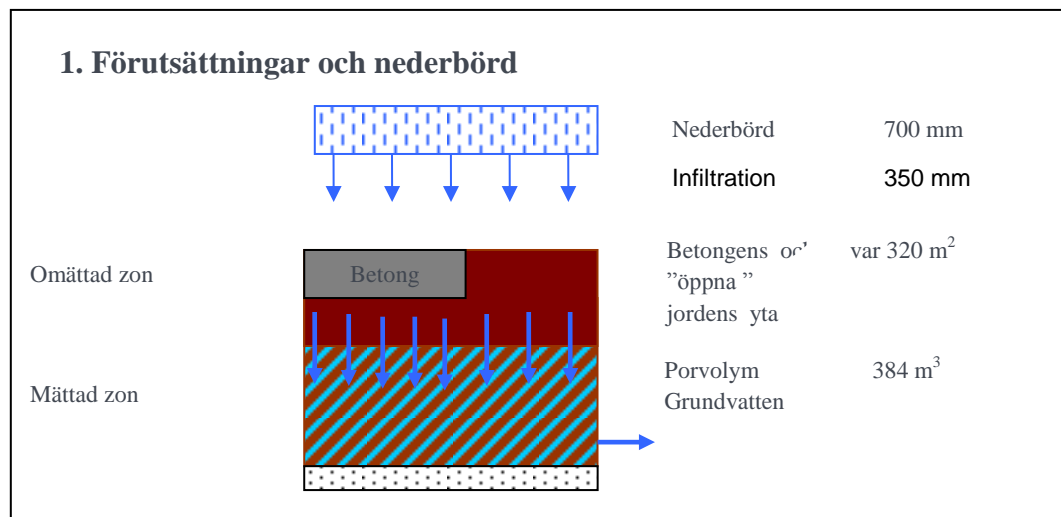
4.4 Sammandragning av resultat

- PAH halter i tjärbestruken betong kan minskas betydligt både genom slipning eller annan borttagning av ytan (0,1 eller 0,5 cm).
- Slipdamm från behandling av tjärbestruken betong innehåller relativt höga halter av PAH.
- Ytskiktet av betong (0,5 cm) som har varit i upprepad kontakt med uppvärmd tjära innehåller mycket höga halter av PAH.
- Betong i upprepad kontakt med uppvärmd tjära visar påtagliga PAH-halter även på djupare djup än 0,5 cm.
- Behandlat tjärbestruken betong lakar betydligt mindre PAH räknat per kg material från större delar (25 mm) än små (<4mm).
- PAH lakar från både behandlad och icke-behandlad betong.
- Fenoxysyror lakar minst från betong vid låga pH värden, ingen tydlig skillnad i utlakningen finns vid neutrala och basiska (betongens eget) pH värde.
- Fenoxysyror och klorfenoler/-kresoler "tvättas" förstärkt ut i början i kolontester med förorenad betong.
- Kolontester på pesticidförorenad betong tyder på högre totalhalter i materialen än totalhaltsanalyser.
- Med avseende på totalhalter uppfyller betongen Naturvårdsverkets maximala nivåer med avseende på totalinnehåll av metaller, med vissa undantag för kadmium och bly respektive krom och nickel i betong från BT kemi.
- För behandlad, PAH-förorenad betong uppfylls även Naturvårdsverkets maximala nivåer med avseende på PAH.
- Stora skillnader förekommer i en jämförelse mellan resultaten från totalhaltsanalyser i och utlakade mängder från betong förorenad med fenoxysyror, men även med klorfenoler.

5 ÖVERSIKTLIG ”MILJÖEKONOMISK” BEDÖMNING

5.1 Översiktlig riskbedömning

För att mycket översiktligt bedöma risker med att använda den undersökta betongen i anläggningsarbete används en enkel, konceptuell modell. Modellens förutsättningar beskrivs i figur 5-1 nedan som visar ett tvärsnitt genom en markåterfyllnad med betong i ytan av ett omättat jordlager.



Figur 5-1. Konceptuell modell för riskbedömning av återfyllnad med behandlad betong

Modellen tar enbart hänsyn till vilka halter teoretiskt och grovt beräknat som kan förväntas lokalt i grundvattnet under konstruktionen med avseende på en parameter för varje betong (PAH16 respektive MCPA). Antaganden som görs för modellen redovisas i tabellerna 22a och 22b.

Tabell 22a. Antaganden för modell för att bedöma utlakning av ämnen till grundvatten.

	Kornstorlek (mm)	Porositet (-)	Densitet (t/m ³)	Vikt (t)	Volym (m ³)	Porvolym (m ³)	Yta (m ²)	Höjd från marknivå (m)
Betong	0 - max 50 ¹⁾	0,3	1,8	173	96	28,8	320	0 till -0,3
omättad jord	e.r. ²⁾	0,3	e.r.	e.r.	384	115	320	0/-0,3 till -1,5
mättad jord	e.r.	0,3	e.r.	e.r.	1280	384	640	-1,5 till -3,5

¹⁾ Se tabell 22b; ²⁾ e.r. = ej relevant

Modellen baseras på en rad förenklade antaganden som inte nödvändigtvis stämmer överens med verkligheten. De viktigaste är följande.

- Kornstorleksfördelningen för den återfyllda betongen motsvarar den i lakttesterna använda.
- Betongåterfyllningens porositet, vikt och volym är samma oavsett kornstorleksfördelningen.
- Betongen mätas med infiltrerande nederbörd.
- Halten som uppträder i porvolymen av den övertäckta betongen motsvarar halter som har uppmätts i respektive lakttest korrigerat för skillnaden i lakttestets och i modellen antagen L/S (förhållandet mellan torrsvikt och lakvätskans vikt): Det antas att ett enkelt linjärt (utspädnings-) samband föreligger mellan L/S och halter i lakvatten. Detta samband finns troligen inte, dessutom byts porvolymen i medel ut flera gånger per år: 112 m³ vatten infiltrerar i ca 29 m³ porvolym under ett år.

- Det sker ingen absorption eller nedbrytning av föroreningar i betongen eller jorden.
- Dräneringsvatten från betongen blandas om med infiltrerande regnvatten från intill- och underliggande jord.
- Det sker en total omblandning i grundvattnet under betongen.
- Halter av föroreningarna är noll både i den omättade och i den mättade zonen.

I tabell 22b redovisas vilka halter av föroreningar antaganden i dräneringsvatten från betongen resulterar i.

Tabell 22b. Antaganden för betongs fysiska egenskaper och beräknade halter i dräneringsvatten.

Betong	Kornstorlek	Antagen L/S	Verklig L/S för testerna	Beräkningskvot för halter	Parameter	Uppmätt halt i laktest	Halt i betongens porvatten
Eslöv 1	0-4 mm	0,65	2	3	PAH16	6,6 µg/l	20 µg/l
Eslöv 2	50 mm	0,65	5	7,7	PAH16	0,11 µg/l	0,77 µg/l
Skruv	0-4 mm	0,65	2	3	PAH16	62 µg/l	186 µg/l
BT Kemi	0-10 mm	0,65	0,5	0,77	MCPA	1050 µg/l	830 µg/l

Beräkningarna och antaganden ovan leder till följande resultat.

Halter i vatten från den omättade zonen är hälften av halten i dräneringsvatten från betongen (samma porositet och mot nederbörden öppna yta). I grundvattnet späds halterna ytterligare ca 1,66 gånger (224 m³ späds med 384 m³). Detta resulterar i följande halter i grundvatten (den mättade zonen) enligt modellen och antaganden:

Eslöv 1 6 µg/l PAH16

Eslöv 2 0,23 µg/l PAH 16

Skruv 56 µg/l PAH16

BT Kemi 250 µg/l.

Skulle en blandning av olika kornstorlekar från Eslöv användas (50 vikt-% 0-4 mm och 50 vikt% 50 mm) beräknas en halt PAH16 motsvarande ca 3,2 µg/l med modellen ovan (när samman antaganden gäller; det är återigen ett förenklade eftersom densiteten och porvolymen ändras).

Ovanstående resultat tyder på att en anläggning med återvunnen betong förorenade med PAH16 respektive MCPA kan ge upphov till påtagliga halter av föroreningar i grundvatten om utlakningen i verkligheten är i samman storleksordning som den i laktesterna uppmätta för betong från Skruv respektive BT kemi.

5.2 Möjligheter till återvinning i anläggsarbete

Resultaten från föreliggande studie visar att det med dagens jämförvärden är möjligt att rena PAH-förorenad betong med relativt enkla metoder så att den kan återvinnas i anläggningsarbete. Betongen kan till och med bli så ren att den kan användas "fritt", det vill säga utan att anmälan eller tillståndsansökan behövs (om förutsättningar stämmer överens med vad som beskrivs i Naturvårdsverkets handbok (2010) och om tillsynsmyndigheten gör samma bedömning i förekommande fall). Även om förorenad betong vid sanering och exploatering troligen i första hand skulle återvinnas på plats och inte "fritt" utanför den aktuella fastigheten - och det således krävs en anmälan om åtgärder för efterbehandling - stärker resultaten från denna studie lämpligheten i att undersöka möjligheter till att återvinna betong efter behandling, både på plats och utanför det aktuella saneringsområdet.

Resultaten tyder vidare på att totalhaltsanalyser kan vara ett trubbigt verktyg för att bedöma lämpligheten för återvinning av betong som är förorenad med organiska ämnen: De krävs relativt många analyser för att kunna göra en relativ säker haltbestämning (till exempel för att få fram ett statistiskt säkersänt medelvärde), och – som resultaten tyder på – bör utlakningen av organiska ämnen undersökas. Detta kan öka kostnaderna för provtagning och inventering av föroreningar. Svarstiden för genomförande av lakteter inklusive analyser av producerade lakvätskor är dessutom vanligtvis längre än för totalhaltsanalyser (upp till flera veckor beroende på testerna som väljs/bör väljas). Det ska dock påpekas här att även för borttransport och leverans till en avfallsanläggning krävs en representativ provtagning. Om betongen dessutom måste deponeras krävs i vissa fall provning med tillhörande lakteter.

Resultaten tyder även på att förorenigars egenskaper, betongens egenskaper samt tid och sätt som betongen har kommit i kontakt med föroreningar spelar roll för halter i betongen och om och hur föroreningar har trängt in i betongprofilen. Detta ställer ytterligare krav på provtagning och analys för att visa att en behandling är tillräcklig och betongen kan återvinnas med en kalkylerbar och kalkylerad risk.

5.3 Översiktlig kostnadskalkyl för fastighetsägare/exploatör

I tabellerna 23 och 24 redovisas en sammanställning av potentiella merkostnader och potentiella besparingar/fördelar med behandling och återvinning av förorenad betong som anläggningsmaterial i ett fiktivt saneringsprojekt.

Det utgås ifrån en byggnad på 10 x10 m med en höjd på 3 m och väggar, tak och golv konstruerat i 30 cm stark betong (totalt ca 96 m³ med en åtkomlig yta på ca 320 m², det antas att avståndet till närmaste deponi är 3 mil).

Följande riktpriiser och mängder antas för behandlingen av betongen (observera att priserna kan skilja sig betydligt från fall till fall och mellan olika entreprenörer/avfallsmottagare):

Slipning	70:-/m ²
Krossning:	80:-/ton
Transport:	40 kr per mil och ton
Mängd FA:	1,6 ton (2 mm bortslipat på 320 m ²)
Mottagningskostnad FA:	1500 kr/ton
Mottagningskostnad IFA:	1000 kr/ton
Mottagningskostnad inert:	100 kr/ton

Tabell 23. Sammanställning av ungefärliga eventuella merkostnader vid återvinning av byggnadsmaterial.

Projektfas	Arbetssteg	Tillkommande moment för betong	Faktorer	Merkostnader
Förstudie	Inventering, provtagning	Hot-spots i byggkonstruktioner, kärnborr/viss skiktning	Tidigare användning, konstruktion	krävs troligen oavsett
Huvudstudie	Fördjupad provtagning	Statistiskt säkerställt halt, haltprofiler, lakning	Mängder, föroreningar	Haltprofiler, mobilitet av föroreningar i skaktest 4700 per skikt x 6 + provtagning byggnadsdelar = 50 kkr
Riskbedömning	Mobilitet av föroreningar, risk för grund-/ytvatten	Statistisk säkerställd mobilitet, över tid	Området, återvinningsart, kornstorlek	Utlakning från kolonner och monoliter, 30 000 per testpar på två blandprover = 60 kkr*
Åtgärds mål	Tekniska möjligheter till rening/separering	Bedömning av resultat från ovan	Området, framtida användning	Kortare utredning tillkommer, ca 40 kkr*
Sanering	Entreprenad	Rening, separat rivning	Åtgärds mål	Slipning av 320 m ² + transport och deponering FA slipdamm = ca 25 kkr (22 300+192+1950)
Kontroll	Provtagning	Halter i betong till återvinning	Åtgärds mål	6 prov totalhalter PAH = 8 kkr
Exploatering	Entreprenad	eventuell krossning	Geoteknik	Ca 20 kkr*
Summa ca				200 kkr

*dessa delar kan krävas om än i mindre omfattning oavsett återvinningsmålen för förorenat byggmaterial om det finns risk för att platsspecifika värden kan avvika betydligt från de för jord, respektive om betongen måste krossas i sin helhet inför borttransport

Återvinning av krossad betong kan likväl medföra besparingar. Dessutom kan ovanstående fördjupade undersökning av förorenat byggmaterial leda till andra fördelar/vissa synergieffekter som är svåra att bedöma.

Sådana effekter är:

- Bättre avgränsning av föroreningar och bättre riskbedömningar
- Säkrare tillsyn och minskad osäkerhet med tanke på saneringskostnader
- Förbättrat hushållning med (natur)resurser
- Minskade transporter och således minskade utsläpp och buller
- Minskad deponering

I tabell 24 nedan redovias möjliga "vinster" med återvinning av förorenad, behandlad betong.

Tabell 24. Grov uppskattning av ekonomiska fördelar med behandling och återvinning av förorenad betong

Aspekt	Fördel	Påverkande Faktorer	Möjliga besparingar
Avgränsning av föroreningar	Tydligare avgränsning, bättre kostnadskalkyl	Mängder, föroreningar	Små till stora
Säkrare tillsyn	Minskad osäkerhet, färre kompletteringskrav	Beroende på projekt och handläggare	Relativt stora
Hushållning med resurser	Lagkrav, del av miljöcertifiering, goodwill	Området, exploatering, återvinningsteknik	kan ej uppskattas
Minskade transporter	Kostnadsbesparing, mindre buller och utsläpp	Mängder, avstånd, å-priser	ca 28 kkr (ca 56 kkr om samma mängd måste ersättas med naturligt material med 3 mil transportväg)
Minskad deponering	Enligt miljömålen och avfallshierarkin	Mängder, avstånd, å-priser	ca 24 - 240 kkr om betongen kan användas som konstruktionsmaterial på deponi/måste deponeras som IFA (ca 360 kkr om allt måste deponeras som FA)
Summa			>52 – >296 kkr (>416 kkr om det måste deponeras som FA och naturligt material måste ersätta betongen)

Behandlingen och återvinning av betongen medför även risker som måste "kalkyleras" och vägas in. Sådana risker är till exempel följande.

- Risk att underskatta föroreningsinnehållet i kvarlämnat betong
- Damm och buller från rengöring/behandling

Som framgår ovan kan en noggrannare inventering och rengöring/återvinning av betong bli lönsam. Utfallet är beroende av omständigheterna på plats samt förorenings mängd och farlighet samt aktuella kostnader för behandling och framförallt transport och deponering. Beräkningarna i tabellerna 23 och 24 tyder på att möjligheter till besparingar ökar betydligt om

- den obehandlade betongen måste deponeras som farligt/icke-farligt avfall och inte kan användas som konstruktionsmaterial hos avfallsmottagaren,
- transportvägarna är långa och betydande mängder massor måste köpas in och transporteras.

5.4 Bedömning för återvinningsföretag/deponier

Beroende på tillämpningen av Naturvårdsverkets handbok och krav som ställs på fastighetsägare och entreprenörer som innehar/hanterar förorenat byggmaterial kan lätt förorenade byggmaterial komma att deponeras i större grad framöver om inga andra alternativ för återvinning utvecklas.

Förorenad betong kan bidra med både icke-organiska och organiska ämnen till lakvatten eller dagvatten på deponier respektive återvinningsanläggningar. Detta är oberoende av om betongen använts i konstruktion på anläggningen eller deponeras. Däremot kan riskerna för människans hälsa och miljön skilja sig åt beroende på om betongen återvinns med eller utan insamling och behandling av eventuellt uppkommande dränerings- eller lakvatten.

I och med EU:s ramdirektiv för vatten och miljökvalitetsnormer för särskild förorenande ämnen kommer det idag och ännu mer i framtiden att ställas villkor för utsläpp av specifika icke-organiska och organiska ämnen från avfallsanläggningar (se tabell 24 nedan för ett urval). I fallet med förorenad betong kan det handla om både villkor för utsläpp av lakvatten men även dagvatten från lagringsytor eller ytor där betong krossas. Det kan i sin tur innebära att större krav ställs på avfallsinnehavaren när denna vill lämna sitt avfall till en anläggning, samt att prisnivån för mottagning av förorenat byggmaterial kommer att höjas.

I tabell 25 redovisas även de högsta uppmätta halter i lakvatten från förorenad betong som uppmättes i denna studie.

De gränsvärden som används i tabell 25 är de som gäller enligt EU:s ramvattendirektiv. Gränsvärden har hämtats från två källor enligt följande.

- Direktiv 2008/105/EG uppdaterat enligt direktiv 2013/39/EU. Detta är ett dotterdirektiv till ramvattendirektivet som innehåller de prioriterade och andra ämnen för vilka EU fastställt gränsvärden. Dessa gränsvärden är bindande för myndigheterna och markerade med *RDV* i tabell 25.
- Rekommendationer angående klassgränser för Särskilda Förorenande Ämnen och expertbedömning vid kemisk statusklassning (Havs- och Vattenmyndigheten 2013). Enligt ramvattendirektivet ska särskilda förorenande ämnen utvärderas i vattenförekomsterna. Sverige har ännu inte fastställt några gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Havs- och vattenmyndigheten har dock tagit fram ett förslag på vilka gränser som ska användas i Sverige och detta förslag har använts i tabell 25 och värden har markerats med *SFÄ*.

Tabell 25. Urval av miljökvalitetsnormer ($\mu\text{g/l}$) för vatten och relevans för mottagning av förorenad betong på avfallsanläggningar

Ämne	Maximalt uppmätta halter	MKN medel Inlandsvatten	Kommentar	Referens
Cd	28	0,08-0,25	Beroende på vattnets hårdhet	RDV
Cr	108	3		SFÄ
Cu	22	4		SFÄ
Ni	2	20		RDV
Pb	1,7	7,2		RDV
Zn	2,4	3-8	Beroende på vattnets hårdhet	SFÄ
Antracen	20	0,1		
Benso(a)pyren	3,1	0,05		RDV
MCCP	2600	0,2		SFÄ
MCPA	2600	1		SFÄ

Vanligtvis kommer dräneringsvatten och lakvatten att spädas ut i recipienten (om den har tillräckligt högt flöde i förhållande till utsläppet) och en utspädningsfaktor kan räknas till goda. Dessutom genomgår lakvatten och i vissa fall dag- och dräneringsvatten från avfallsanläggningar rening och halter av ämnen kan minska betydligt innan dem når recipienten. Jämförelsen av vissa uppmätta halter i lakvatten från betong i denna studie med miljökvalitetsnormerna i tabell 25 tyder dock på att utlakning av vissa ämnen från (förorenad) betong kan leda till risk för att en miljökvalitetsnorm överskrider mängder av förorenat vatten som släpps ut inte är försumbara i förhållande till recipientens flöde och kvalitet (det vill säga utspädningsfaktorn är relativt liten och utspädda halter hamnar inte tydligt under miljökvalitetsnormernas gränsvärden).

Med avseende på betong från de tre undersökta fallen i denna studie och det begränsade urvalet av gränsvärden i tabell 25 är dessa ämnen kadmium, krom, koppar, antracen, benso(a)pyren, MCCP och MCPA. Observera att halter av antracen och benso(a)pyren respektive MCCP och MCPA är specifika för de undersökta fallen, eftersom betongen hade "avsiktligt" eller i efterhand förorenats med PAH genom tjärbestrykning respektive pesticider/övriga organiska ämnen. Metallerna i lakväska från den undersökta betongen härstammar dock troligen från ballasten eller cementen och kan inte härledas till den specifika användningen.

6 SLUTSATSER

Följande allmänna slutsatser kan drag utifrån ovanstående resultat.

- PAH halter i tjärbestruken betong kan minskas betydligt både genom slipning eller annan borttagning av ytan (ca 0,1 eller 0,5 cm) så att återvinning i anläggningsarbete blir möjligt i enlighet med Naturvårdsverkets handbok (2010).
- Tjärbestrukning av betong leder till större inträngningsdjup än 0,5 cm i betongprofilen, och PAH lakar från både behandlad och icke-behandlad betong.
- Halter i lakvatten från PAH-förorenad betong är lägre från större kornstorlekar (50 mm jämfört med 0 till 4 mm i olika tester), men utlakningen beräknat per m² yta är högre än det förväntas från en diffusionsstyrd process. Halter i dräneringsvatten från återvunnen betong skulle kunna begränsas genom att fjärma små partikelfraktioner efter skärning/krossning.
- Använda analyser för att bestämma totalhalter av fenoxysyror och klorfenoler i betong verkar underskatta den verkliga halten. Att mäta den totala utlakningen av föroreningar från betong kan möjligtvis bättre återge det verkliga innehållet för en riskbedömning än totalhaltsanalyser.
- pH-värdet verkar ha en underordnad roll för lakning av de undersökta pesticiderna/organiska ämnen i betong så länge det är neutralt eller högre. Således kan laktester utföras vid materialets naturliga pH för att bedöma mobiliteten av dessa och liknande föroreningar.
- Metallhalter i äldre, med organiska ämnen förorenad betong är troligen inget hinder för återvinning i anläggningsarbete i enlighet med Naturvårdsverkets handbok (2010).
- En förenklad modell för en 30 cm tjock återfyllning med behandlad respektive obehandlad betong tyder på att påtagliga halter av i förekommande fall PAH respektive pesticider skulle kunna förekomma i grundvatten om förutsättningar i modellen uppfylls.
- Laktester, resulterande halter i lakvatten samt utlakning ger värdefull information för att göra riskbedömningar avseende återvinning av förorenad betong i anläggningsarbeten samt vid mottagning på avfallsanläggningar.
- Det kan innebära både miljömässiga, ekonomiska och administrativa fördelar att behandla förorenad betong och möjliggöra återvinning på plats.

7 UTBLICK OCH ÖPPNA FRÅGESTÄLLNINGAR

Trots att tydliga slutsatser om organiska föroreningar, betongbehandlings och lakttesternas betydelse för bedömning av möjligheter och risker med behandling och återvinning av förorenad betong har kunnat dras kvarstår en rad frågor som bör besvaras respektive slutsatser som bör verifieras och undersökas närmare. Dessa listas nedan.

- Representativitet av totalhaltsanalyser

Heterogeniteten av organiska föroreningar kan vara betydande i betong. I denna studie har betongen troligen förorenats mer eller mindre jämt (genom bестrykning med tjära, till exempel). Ändå verkar totalhaltsanalyser vara ett grovt mått om man vill bedöma lämpligheten eller risker med återvinning. Om byggmaterial har förorenats mer "heterogent", som till exempel genom en olyckshändelse, kan det var ännu svårare att bedöma föroreningshalten och avgränsa föroreningar. Detta har tidigare bl.a. uppmärksammats i projektet "Förorenade byggnader". Det bör systematiskt undersöka vilken noggrannhet är tekniskt möjligt och ekonomiskt och praktiskt försvarbart, samt hur och vilka kornstorleksfraktioner ska provtas samt hur många prover ska analyseras. Detta kan ställas mot informationen/noggrannheten man får med hjälp av lakttester.

- Lakning för en typisk blandning efter krossning till grund- och ytvatten

Däriigenom kan man erhålla realistiska haltuppskattningar samt enklare bedöma hur riskerna för grund- och ytvatten kan minska om vissa kornstorlekar avlägsnas.

- Verifiering av (icke-standardiserade) lakttester

Eftersom passande laktteststandarder för organiska ämnen inte finns/var tillämpbara bör resultaten verifieras med så kallade kontroller, till exempel genom att ha kända halter i en vätska som tillsätts försöksutrustning (utan avfall).

(Det är mycket osannolikt att uppmätta halter i lakvätskor från testerna skulle över lag vara lägre i verkligheten, däremot kan vissa organiska ämnen fastna på försöksutrustningen och jämvikt har inte uppnåtts.)

- Tegel

Förorenat tegel har inte undersökts i denna studie. Tegel har dock andra fysiska och kemiska egenskaper än betong som kan påverka föroreningars inträngningsdjup och lakning.

- Andra föroreningar

"Vanligt" förekommande föroreningar såsom alifater, aromater och BTEX i betong bör undersökas (representativiteten av totalhaltsanalyser och mobilitet).

- Styrande processer i betongen, åldrande/vittring av betongen

Kuskapen hur yterliggare vittring av betongen påverkar utlakning eller nedbrytning av organiska ämnen är dåligt undersökt både i Sverige och utomlands.

8 REFERENSER

- Boverket (1999). Boverkets handbok om användning av återvunna byggnadsmaterial. BÅ 99, ISBN 9171474501.
- BT Kemi (2005). Haltgränser för farligt avfall – Remisshandling. BT Kemi efterbehandling, Svalöv, 2005-05-23. <http://www.svalov.se/download/18.3ec0072112a8e54c435800018624/1364190016174/05-05-23+Kemakta+.pdf>
- Cappuyns, V. och Swennen, R. (2008). The application of pHstat leaching tests to assess the pH-dependent release of trace metals from soils, sediments and waste materials. *Journal of Hazardous Materials* 158 (2008) 185–195.
- Enell, Anja, Fredrik Reichenberg, Per Warfvinge, Göran Ewald (2004). A column method for determination of leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from aged contaminated soil. *Chemosphere*, 54 (2004) 707–715.
- Dalgren, Kristin Elgh, Anders Düker, Zandra Arwidsson, Thomas von Kronhelm, Patrick A.W. van Hees (2011). Re-cycling of remediated soil – Evaluation of leaching tests as tools for characterization. *Waste Management* 31 (2011) 215–224.
- Delay, Markus, Tanja Lager, Horst D. Schulz, Fritz H. Frimmel (2007). Comparison of leaching tests to determine and quantify the release of inorganic contaminants in demolition waste. *Waste Management* 27 (2007) 248–255.
- GARRABRANTS, A.C., and KOSSON, D.S. (2000). Use of chelating agent to determine the metal availability for leaching from soils and wastes. *Waste Manage. Res.*20(2–3),155–165.
- Kalbe, Ute, Wolfgang Berger, Juergen Eckardt, Franz-Georg Simon (2008). Evaluation of leaching and extraction procedures for soil and waste. *Waste Management* 28 (2008) 1027–1038.
- Kemakta, 2004. Modifierat förslag till platsspecifika riktvärden för F d BT Kemi-området i Svalövs kommun. BT Kemi efterbehandling, <http://www.svalov.se/download/18.54e1ee96130f5a8bfbe80003318/1364190012657/Textbilaga+4.pdf>.
- Kosson, D.S., H.A. van der Sloot, F. Sanchez and A.C. Garrabrants (2002). An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste Management and Utilization of Secondary Materials, *ENVIRONMENTAL ENGINEERING SCIENCE*, Volume 19, Number 3, 2002.
- Legret, M., L. Odie, D. Demare, A. Jullien (2005) Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement. *Water Research* 39 (2005) 3675–3685.
- Naturvårdsverket, 2009. Generella riktvärden för förorenad mark. Stockholm, ISBN 978-91-620-5976-7.
- Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbete, handbok 2010:1. Februari 2010. ISBN-978-91-620-0164-3.
- Naturvårdsverket, 2012. Från avfallshantering till resurshushållning, Sveriges avfallsplan 2012-2017, Rapport 6502, maj 2012.
- Nordtest (2004). Leaching of organic contaminants from construction debris. Development of a diffusion test procedure. Nordtest NT TECHN REPORT 577.
- SGI, 2007. Underlag till kriterier för återvinning av avfall i an-läggningssändamål. Beteckning 0708-0510, 2007-11-09.
- SMED, 2009. Utvecklingsprojekt för byggavfall - Hur ska avfallsstatistik från byggsektorn tas fram på bästa sätt? Rapport Nr 23 2009, Norrköping.
- Sveriges Byggindustrier, 2013. Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning, Sveriges byggindustrier, 2013. http://publikationer.bygg.org/se/energi--miljo/resurs--och-avfallshantering-vid-byggand_860

Sweco (2009). Preliminära resultat från lakteter inom programmet för omhändertagande av förorenad betong. Svalövs kommun. BT Kemi efterbehandling. Skede: Genomförande.

Togerö, Å. (2004). Leaching of Hazardous Substances from Concrete Constituents and Painted Wood Panels. Doktorsavhandling vid Chalmers Tekniska Högskola, Ny serie nr 2209. ISSN 16562-3806.

UBA, 2005. ABFALLVERMEIDUNG UND -VERWERTUNG: BAURESTMASSEN, Detailstudie zur Entwicklung einer Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie für den Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006. Umweltbundesamt, Wien 2005.

van der Sloot, H.A., and J.J. Dijkstra (2004). Development of horizontally Standardized leaching tests for construction materials: A material based or release based approach? Identical leaching mechanisms for different materials. ECN-C--04-060, ECN 2004.

Vägverket (2004) Allmän tekniskt beskrivning (ATB) för användning av krossat betong i vägkonstruktioner, Publikation 2004:11.