Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Forurenende stoffer i beton og tegl

Miljøprojekt nr. 1806, 2015

Titel:

Forurenende stoffer i beton og tegl

Redaktion:

Ole Hjelmar, DHI
Thomas Hougaard, Golder Associates Ltd.

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2015

ISBN nr.

978-87-93352-99-5

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning og konklusion **7**

Summary and Conclusion **9**

1. Indledning **11**
1.1 Baggrund 11
1.2 Formål 11
1.3 Afgrænsning 12
1.4 Fremgangsmåde og metodik 12

2. Forekomst af forurenende stoffer i beton **14**
2.1 Introduktion 14
2.2 Primærmaterialer i beton 16
2.3 Formolier 19
2.4 Tilsætningsstoffer i beton 20

3. Forekomst af forurenende stoffer i tegl **42**
3.1 Introduktion 42
3.2 Mineralogi og indholdsstoffer 42
3.3 Produktion og import 43
3.4 Alternative indholdsmaterialer i tegl 43
3.5 Anvendte tilsætningsstoffer 44
3.6 Samlet oversigt over miljøproblematiske stoffer i tegl 44

4. Sekundære stoffer i beton og tegl **45**
4.1 Indledning 45
4.2 PCB 45
4.3 Bitumen 46
4.4 PAH - Stenkulstjære 46
4.5 Ftalater 47
4.6 Chlorparaffiner 47
4.7 Kviksølv 48

5. Forekomst af andre materialefraktioner i nedknust beton og tegl **50**
5.1 Indledning 50
5.2 Maling 50
5.3 Tjære og bitumen 51
5.4 Bløde fuger 52
5.5 Materialer med indhold af slagge og koks 52
5.6 Asbest i beton og tegl 53
5.7 Foringssten og ildfaste sten 53
5.8 Lim 54
5.9 Glaseret keramik 54
5.10 Gasbeton/letbeton 55
5.11 Klinker, Leca og klinkerbeton 55
5.12 Molersbaserede teglprodukter 56
5.13 Mørtel, puds og kalksandsten 56

5.14 Terrazzo 57
5.15 Træbeton 57

6. Beton- og teglfraktioner: Indhold og udvaskning af stoffer 58
6.1 Indhold og udvaskning af stoffer 58
6.2 Analyse- og testmetoder 59
6.3 Danske data 61
6.4 Udenlandske data 73
6.5 Samlet vurdering af data 83

7. Andre landes krav til anvendelse af bygge- og anlægsaffald 87
7.1 Oversigt 87
7.2 Kriterier i de enkelte lande 88

8. Prioritering af stoffer, der kan indgå i krav til anvendelse af beton og tegl 98
8.1 Principper for prioritering af stoffer med henblik på en eventuel fastlæggelse af kvalitetskrav til knust beton, som ønskes anvendt 98
8.2 Anvendelse af prioriteringsskemaer mv. for knust beton 100
8.3 Resultat af prioritering for knust beton 101
8.4 Prioritering af stoffer med henblik på fastlæggelse af kvalitetskrav til anvendelse af knust tegl 104

9. Anbefalinger vedrørende en eventuel opstilling af kvalitetskrav til knust beton og tegl 105
9.1 Overordnede principper 105
9.2 Fri anvendelse af knust beton og tegl 105
9.3 Specifikke anvendelser af knust beton og tegl med betingelser 106

Referencer 109

Bilag 1: Grafisk præsentation af udvaskningsdata for knust beton og tegl

Bilag 2: Udvaskningskriterier for anvendelse af bygge- og anlægsaffald i en række europæiske lande

Bilag 3: Prioriteringsskemaer for udvalgte primære og sekundære stoffer og stofgrupper

Forord

Danmark genanvender meget store mængder beton og tegl fra renovering og nedrivning af bygninger og anlæg. Genanvendelsen finder primært sted i form af nedknust beton og tegl som erstatning for naturlige materialer i vejkasser, fundamentpuder m.m.

Miljøstyrelsen har som led i PCB-handlingsplanen ønsket en opdatering af to tidligere projekter om miljøproblematiske stoffer i bygge- og anlægsaffald:

- Miljøprojekt Nr. 1083. 2006: Kortlægning af forurenende stoffer i bygge- og anlægsaffald.
- Miljøprojekt Nr. 1084. 2006: Problematiske stoffer i bygge- og anlægsaffald - kortlægning, prognose og bortskaffelsesmuligheder.

Opdateringen er gennemført med særligt henblik på forekomst af stoffer i beton og tegl og på ozonlagsnedbrydende stoffer i isoleringsmaterialer. Denne rapport omhandler forurenende stoffer i beton og tegl. Forekomst af ozonlagsnedbrydende stoffer i isoleringsmaterialer er beskrevet i en særskilt rapport. Det skal bemærkes, at det arbejde, der ligger til grund for begge rapporter, er udført i 2012.

Projektet er udført af Golder Associates (Thomas Hougaard og Niels Trap) og DHI (Ole Hjelmar) og har været finansieret af Miljøstyrelsen. Ole Hjelmar og Thomas Hougaard har været hovedskribenter på denne rapport. På projektet har der været en styregruppe med følgende deltagere:

Lene Gravesen, Miljøstyrelsens (til oktober 2012)
Anne-Sofie Nielsen, Miljøstyrelsen (til oktober 2014)
Ole Kiilerich, Miljøstyrelsen (fra oktober 2014)
Julie Katrine Jensen, Miljøstyrelsen (fra oktober 2014) Thomas Hougaard, Golder Associates
Ole Hjelmar, DHI

Til projektet har der desuden været knyttet en følgegruppe med følgende deltagere:

Lene Gravesen, Miljøstyrelsen (til oktober 2012)
Anne-Sofie Nielsen, Miljøstyrelsen (til oktober 2014)
Simon Stig-Gylling, Dansk Byggeri
Hanne Johnsen, Affald Danmark
Kim Nytofte-Bæk, RGS 90
Svend Erik Jepsen, Dansk Industri
Johnny Christensen, Københavns Kommune
Niels Remtoft, Renosam
Marlene Thorman, Golder Associates A/S
Niels Trap, Golder Associates A/S
Thomas Hougaard, Golder Associates
Ole Hjelmar, DHI

Følgegruppen har afholdt to møder.

Sammenfatning og konklusion

Oversigt
Baseret på eksisterende litteratur er der gennemført en identifikation af stoffer i beton og tegl, som potentielt kan skade miljø eller mennesker i forbindelse med genanvendelse.

De gennemgåede stoffer i beton inddeler sig i tre grupper efter brug

1. Stoffer i mineralske bindere, tilslagsstoffer og formolier
2. Tilsætningsstoffer ved produktion af beton
3. Stoffer, der på grund af deres brug i andre bygningsmatrialer med stor sandsynlighed forekommer i nedknust beton

Det skal bemærkes, at mens stofferne i gruppe 1 og 3 alle er relativt velbeskrevevne, er der meget lidt viden om hovedparten af tilsætningsstofferne i gruppe 2 og deres mulige skadelige effekter på miljøet og den menneskelige sundhed.

Der er udarbejdet oversigter over eksisterende informationer om indhold i og udvaskning af en række af ovenstående stoffer fra knust beton og tegl fra Danmark og andre lande (Holland, Belgien og Sverige). Det skal bemærkes at datamaterialet, især fra Danmark, er stærkt begrænset, og at der ikke er kommet nye tilkommet nye data i perioden fra starten af 2000-tallet til 2012.

Der er udarbejdet oversigter over eksisterende grænseværdier for indhold i og udvaskning fra knust beton og tegl (og andet bygge- og anlægsaffald), som ønskes anvendt, i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige.

På grundlag heraf er der udarbejdet forslag til prioritering af hvilke stoffer, der bør fokuseres på ved fastlæggelse af eventuelle, danske krav til anvendelse af knust beton og tegl, og der er givet forslag til en overordnet fremgangsmåde ved fastlæggelse af miljø- og sundhedsmæssige kvalitetskriterier for knust beton og tegl, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsarbejder.

Hovedkonklusioner
Det gennemførte arbejde har givet anledning til følgende konklusioner og anbefalinger:

Beton
Arbejdet har påvist, at der ud over de almindeligt kendte materialer i form af forskellige typer cement, tilslag og vand også anvendes en lang række tilsætningsstoffer i beton. Der vides meget lidt om tilsætningsstoffernes opførsel og virkninger i miljøet.

Anvendelsen af tilsætningsstoffer i beton er sket med det formål, at forbedre betonens egenskaber. Tilsætningsstofferne er meget forskellige og spænder fra simple alkalisalte til komplekse naturlige og syntetiske polymerer.

Man har tidligere undersøgt beton for forekomst og udvaskning af sporelementer, kulbrinter, PCB og organisk kulstof, stoffer for hvilke Miljøstyrelsen i anden sammenhæng har fastsat kvalitetskriterier eller grænseværdier, der afhænger af den påtænkte anvendelse.

De indsamlede data har vist, at 50 procent af prøverne af knust beton fra Danmark (vist med **fed** skrift), Holland, Belgien og Sverige overskrider kategori 1-grænseværdierne i BEK 1662/2010 for Ni, jordkvalitetskriterierne for **kulbrinter** og benz(a)pyren og heller ikke overholder udvaskningskriterierne for kategori 1 og 2 i BEK 1662/2010 for jord og restprodukter for As, Ba, Cd, **Cr,** Cu, Hg, Ni og Pb.

Tegl
Det konkluderes, at der ikke anvendes tilsætningsstoffer, der i væsentligt omfang giver anledning til bekymring for mennesker og miljø.

De indsamlede data har vist, 50 procent af prøverne af knust tegl fra Danmark (vist med **fed** skrift), Holland og Sverige overskrider kategori 1-grænseværdierne i BEK 1662/2010 for Ni og jordkvalitetskriterierne for **kulbrinter** og ikke overholder udvaskningskriterierne for kategori 1 og 2 i BEK 1662/2010 for jord og restprodukter for As, **Cr, Hg** og Pb.

Anbefalinger
På grund af det begrænsede eksisterende datagrundlag for dansk knust beton og tegl anbefales det, at der gennemføres en undersøgelse af et repræsentativt udsnit af dansk knust beton og tegl med det formål at belyse forekomst og udvaskning af indholds- og tilsætningsstoffer. Undersøgelsen bør omfatte en vurdering af den risiko, som stofudvaskning fra knust beton og tegl ved forskellige anvendelsesscenarier kan udgøre for grundvand og overfladevand.

Af hensyn til konsekvens og sammenhæng i miljølovgivningen, anbefales det endvidere, at undersøgelsernes resultater anvendes som grundlag for en eventuel opstilling af et samlet sæt grænseværdier for udvaskning fra og/eller indhold af relevante stoffer i knust beton og tegl, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål. Der er udarbejdet et forslag til principper for udvikling af sådanne grænseværdier.

Summary and Conclusion

Overview
A study based on existing litterature and data has been conducted to identify and assess substances in crushed concrete and tiles that could potentially cause harm to the environment or human health when these materials are recycled for construction purposes.

The substances identified in concrete can be divided into three main groups:

1. Substances in mineral binders, aggregates and lathing oils
2. Additives used in the production of concrete
3. Substances that, due their use in other construction materials, are likely to be present in crushed concrete

It should be noted that while the substances in group 1 and group 3 are relatively well described, very little information is available on most of the additives and their potential harmful effects on environment and human health.

Overviews have been produced of existion information on content and leaching of a number of the above mentioned substances from crushed concrete and tiles from Denmark and other countries (The Netherlands, Belgium and Sweden). It is worth noting that the data, particularly from Denmark, are scarce and that practically no new data have been produced in Denmark during the period from 2000 to 2012 (when this study was carried out).

Overviews have also been produced of existing limit values for content in and leaching of substances from crushed concrete and tiles (and other construction and demolition waste) to be recycled for construction purposes in Austria, Belgium, Finland, France, Germany, The Netherlands and Sweden.

On this background a proposal has been prepared for prioritisation of substances on which to focus when considering establishing Danish criteria for application of crushed concrete and tiles for construction purposes. In addition, a methodology for development of environmental and health criteria for crushed concrete and tiles to be applied in construction works has been outlined.

Main conclusions
The study has led to the following conclusions and recommendations:

Concrete
The work has shown that in addition to the commonly known substances present in various types of cement, aggregates and water, a substantial number of additives may be used in the concrete. Very little is known about the behavious and effects of these additives in the environment.

The purpose of the use of additives has been to improve the properties of the conctrete. The added substances cover a wide range from simple alkali salts to complex natural and synthetic polymers.

Some data exists on the content and leaching of trace elements, hydrocarbons, PCB and organic carbon, for which the Danish Environmental Protection Agency in other contexts has set criteria or limit values related to the actual application of other waste materials.

The data reviewed has shown that 50 % of the samples of crushed concrete from Denmark (shown in **bold**), The Netherlands, Belgium and Sweden exceed the Category 1 limit walues in the Danish Statutory Order 1662/2010 for Ni, the Danish soil quality critieria for **hydrocarbons** and benz(a)pyrene and also exceed the leaching criteria for Category 1 and 2 in Statutory Order 1662/2010 for soil and combustion residues for As, Ba, **Cr**, Cu, Hg, Ni and Pb.

Tiles

It can be concluded that no additives of concern for the environment or human health are used in the production of tiles.

The data reviewed has shown that 50 % of the samples of crushed tiles from Denmark (shown in **bold**), The Netherlands, Belgium and Sweden exceed the Category 1 limit walues in the Danish Statutory Order 1662/2010 for Ni and the Danish soil quality critieria for **hydrocarbons** and also exceed the leaching criteria for Category 1 and 2 in Statutory Order 1662/2010 for soil and combustion residues for As, **Cr**, **Hg,** and Pb.

Recommendations

Due to the very limited existing number of data on Danish crushed concrete and tiles it is recommended the a study should be carried out on a number of samples that is high enough to be representative of Danish crushed concrete and tiles to establish proper knowledge of the content in and leaching of potentially harmful substances, including relevant additives, from Danish crushed concrete and tiles. The study should also include an assessment of the risk that leaching of relevant substances from crushed concrete and tiles in various application scenarios may pose to groundwater and surface water.

Considering the need for consistency in the environmental legislation it is further recommended that the results of such a study are taken into account when considering whether or not to set actual limit values for content and leachability of relevant substances in crushed concrete and tiles to be applied in construction works. An overview of the principles involved the development of such limit values has been developed as part of the present study.

1. Indledning

1.1 Baggrund

I Danmark anvendes store mængder bygge- og anlægsaffald, herunder knust beton og tegl, til bygge- og anlægsprojekter. I 2009 blev der således ifølge Miljøstyrelsen (2011) genanvendt 1.362.000 tons beton og 230.000 tons tegl til disse formål.

Nedknust beton og tegl kan på grund af den vidtstrakte brug potentielt påvirke omgivelserne negativt ved en række processer i form af bl.a. direkte kontakt med materialerne, spredning af sundhedsskadeligt støv ved udlægning og senere bearbejdning, udvaskning af indholdsstoffer eller omdannelsesprodukter nedbrydningsprodukter/afledte stoffer til grundvand, ferskvand og hav samt afdampning af indholdsstoffer eller omdannelsesprodukter til indeklima og udeluft.

Med de gældende regler for anvendelse af beton og tegl stilles der ingen konkrete krav til materialernes miljømæssige kvalitet, og der savnes derfor dækkende informationer om såvel sammensætning som stofudvaskning og potentiel påvirkning af miljø og sundhed fra knust beton og tegl, der anvendes til bygge- og anlægsformål. Der er derfor et behov for et overblik over forekomst og udvaskning af stoffer i tegl og beton, der kan give anledning til negativ påvirkning af mennesker og miljø i det øjeblik materialerne nedrives og genanvendes i nedknust form.

Baggrunden for dette projekt, som indgår i regeringens affaldsstrategi fra 2010 om at øge kvaliteten i genanvendelse af bygge- og anlægsaffald og er en del af den såkaldte PCB-handlingsplan (Miljøstyrelsen, 2010), er blandt andet Miljøstyrelsens ønske om at tilvejebringe ovennævnte overblik og at sikre, at genanvendelsen sker på en miljø- og sundhedsmæssig forsvarlig måde. Projektets resultater skal kunne danne grundlag for en vurdering af behovet for at indføre mere konkrete kvalitetskriterier som betingelse for anvendelse af knust beton og tegl.

I 2001 blev følgende stoffer på identificeret som de mest problematiske i bygge- og anlægsaffald generelt: Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, PCB, chlorparaffiner, chlorfluorocarboner (CFC), hydrochorfluorocarboner (HCFC) og hydrofluorcarboner (HFC) samt svovlhexafluorid (SF6) (Miljøstyrel-sen 2006a og 2006b). Som et led i dette projekt er det gennemført en revurdering af denne liste for så vidt angår knust beton og tegl. Ozonlagsnedbrydende stoffer, herunder CFC, HCFC og HFC, i isolationsmaterialer er behandlet i en særskilt rapport (Miljøstyrelsen, 2015).

1.2 Formål

Projektets overordnede formål har været at tilvejebringe et tilstrækkeligt solidt fagligt grundlag for Miljøstyrelsens fastlæggelse af eventuelle fremtidige miljømæssige krav til anvendelse af bygge- og anlægsaffald (knust beton og tegl), så kvaliteten i anvendelsen kan optimeres. Konkret er dette sket ved gennemførelse af følgende aktiviteter (leverancer):

1. Identifikation af stoffer i beton og tegl, der potentielt kan skade miljø eller mennesker i forbindelse med genanvendelse, herunder stoffer omfattet af Stockholmkonventionen, via litteraturstudier.

2. Udarbejdelse af oversigt over udvaskning af forurenende stoffer fra beton og tegl baseret på eksisterende data.

3. Udarbejdelse af oversigt over andre landes bestemmelser for anvendelse af nedknust beton og tegl.

4. Udarbejdelse af forslag til prioritering af hvilke stoffer, der bør fokuseres på ved fastlæggelse af krav til genanvendelse af beton og tegl.

5. Udarbejdelse af forslag til metodik for opstilling af krav til beton og tegl, der ønskes anvendt til entreprenørmæssige formål, herunder forslag til metodologi for opstilling af udvaskningskrav.

1.3 Afgrænsning

Projektet, der er et litteraturstudie, fokuserer på stoffer, der forekommer eller kan forekomme i knust beton og tegl, når disse produkter leveres i deres rå form fra producenten eller entreprenøren på pladsen.

Ud over de stoffer, der direkte indgår i selve betonen i form af bindemidler, tilslag og vand, er der gennem tiderne blevet anvendt et meget stort antal tilsætningsstoffer til regulering af en lang række parametre fra farve over luftindhold til afbindingstid. Da det ikke indenfor rammerne af nærværende projekt er muligt eller relevant at gennemgå alle de tilsætningsstoffer, der er beskrevet i den gennemgåede litteratur, har forfatterne fokuseret på de tilsætningsstoffer, der er beskrevet i den gennemgåede danskprogede litteratur, idet disse stoffer antages at være repræsentative for danske forhold.

Yderligere gennemgås kort en række andre, eksterne, stof- og materialegrupper, der har været anvendt i byggeriet og som derfor må forventes at forekomme i varierende omfang i nedknust beton og tegl. Kun uglaserede teglsten, som er omfattet af Restproduktbekendtgørelsen (BEK 1662/2010) indgår i dette projekt. Det skal endvidere nævnes, at projektet i princippet ikke omfatter indholdet af PCB i knust beton, da dette specifikt håndteres i en række andre projekter.

Projektet er gennemført i 2012 og afspejler derfor ikke nødvendigvis informationer, som er fremkommet efter dette tidspunkt.

1.4 Fremgangsmåde og metodik

De fem projektdele eller leverancer, som er beskrevet i afsnit 1.2, er rent metodisk behandlet som følger:

1. **Identifikation af miljøfarlige stoffer i beton og tegl (Kapitlerne 2, 3, 4 og 5)**

Ud fra en gennemgang af skrevne kilder er de stoffer og stofgrupper, der indgår i produktionen af beton og tegl, blevet identificeret. Efterfølgende er der på et overordnet niveau foretaget en indledende vurdering af, om de kan forventes at udgøre potentielle risici for mennesker og/eller miljø.

Sideløbende er der blevet gennemført en række interviews med aktører indenfor beton- og teglindustrien, ligesom følgegruppens medlemmer er blevet inddraget med det formål at afklare, i hvilket omfang de identificerede stoffer har været anvendt i Danmark.

Derudover er der foretaget en kort gennemgang af hvilke andre stoffer, stofgrupper og materialer, der utilsigtet kan tænkes at indgå i genanvendelige beton- og teglfraktioner i form af f.eks. fuger, maling, lim m.v.

2. **Gennemgang af data for udvaskning af stoffer og stofgrupper fra nedknust byggeaffald (Kapitel 6)**

Ud fra en gennemgang af de relativt få eksisterende danske data og en noget større mængde tilgængelige udenlandske data fra et begrænset antal europæiske lande er der opstillet en oversigt over indhold og udvaskning af potentielt miljøskadelige stoffer fra knust beton og tegl. Der er foretaget en sammenligning af resultaterne med de danske kriterier for anvendelse af jord og restprodukter, og informationerne er anvendt ved opstillingen af forslag til metodik for fremtidige krav til knust beton og tegl, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål.

3. **Gennemgang af andre landes regler for genbrug af nedknust byggeaffald (Kapitel 7)**

På grundlag af lovgivning og sekundær litteratur er der foretaget en gennemgang af reglerne for genanvendelse af beton og tegl i udvalgte europæiske lande. Der er primært fokuseret på grænseværdier for indhold og udvaskning af potentielt miljøskadelige stoffer, og der er foretaget en sammenligning af de indsamlede udenlandske kriterier med danske grænseværdier for anvendelse af jord og restprodukter, selv om disse regler pt. ikke gælder for knust beton og tegl.

4. **Forslag til prioritering af hvilke stoffer der bør fokuseres på ved fastlæggelse af krav til genanvendelse af beton og tegl (Kapitel 8)**

På grundlag af aktiviteterne under 1, 2 og 3 er der opstillet en liste over prioriterede stoffer baseret på data for bl.a. potentiale (forekomst i råvarer og tilsætningsstoffer, indhold i og udvaskning fra knust beton og tegl) og regulering/risiko (eksistens af grænseværdier og lister over uønskede stoffer).

5. **Forslag/muligheder til opstilling af krav til forbehandling og anvendelsesformer for beton og tegl, der ønskes anvendt til entreprenørmæssige formål, herunder forslag til metodologi for opstilling af udvaskningskrav (Kapitel 9)**

Der er udarbejdet et forslag til en metodik for etablering af risikobaserede krav til stofudvaskning fra beton og tegl, som tager hensyn til de betingelser, der stilles for anvendelsen, og som er i overensstemmelse med beslægtet lovgivning (herunder Restproduktbekendtgørelsen, BEK 1662/2010).

2. Forekomst af forurenende stoffer i beton

2.1 Introduktion

Beton betegner kunstige stenarter, der er fremstillet af en mineralsk binder, som ved reaktion med vand cementerer et tilslag af mineralske partikler. Ved produktionen blandes betonens forskellige dele til en jævn ensartet delvist flydende masse, der efter et tidsrum binder af, dvs. hærder eller størkner, til en stenagtig substans med stor hårdhed og trykstyrke, men med ringe trækstyrke.

En typisk beton består således af mineralsk binder, vand og sand, grus og sten i vekslende indbyrdes forhold. I mange tilfælde forstærkes betonen med armeringer bestående af indstøbte, ofte sammenbundne, stænger og gitre af jern. Armeringen overfladebehandles i nogle tilfælde før indstøbningen med det formål at mindske korrosion og undgå de deraf følgende ændringer i styrke og volumen.

Ved udstøbning af beton in-situ og som elementer anvendes ofte formolier for at hindre betonen i at klæbe til formens sider. Der anvendes både vegetabilske og mineralske formolier. Selv om store dele af formolien efter udstøbning findes i det betonslam, der opstår ved processen (Bødker, 2006a), har undersøgelser vist, at en del af olierne diffunderer ind i betonen, hvor de kan findes mange år efter.

Det er muligt at ændre betonens egenskaber såvel i våd som størknet tilstand i form af f.eks. flydeevne, afbindingstid, farve, luftindhold, viskositet, frostbestandighed, trykstyrke, permeabilitet, m.v. ved at iblande tilsætningsstoffer. Tilsætningsstofferne, der normalt kategoriseres efter deres anvendelsesområder, er ofte meget forskellige i kemisk og fysisk henseende. Det er således ikke muligt ud fra anvendelsesområdet at udlede andet end de rent tekniske egenskaber af stoffet, og det alene i grove træk.

Såvel den mineralske binder som tilslagsmaterialer, formolier og tilsætningsstoffer kan indeholde stoffer, der ved nedknusning og brug kan resultere i uønskede påvirkninger af mennesker og det omgivne miljø. Det er nærværende afsnits formål at identificere disse stoffer, og i det omfang det er muligt, vurdere deres anvendelse og udbredelse i dansk byggeri og at give en overordnet, indledende vurdering af, om stofferne kan forventes at udgøre en potentiel risiko for mennesker og/eller miljø.

Der findes en omfattende litteratur omhandlende de relativt få indholdsstoffer i de mineralske bindere og tilslagsmaterialer, som er anvendt i Danmark. Således har bl.a. Miljøstyrelsen gennemført flere projekter til vurdering af miljøpåvirkningen fra beton (Miljøstyrelsen, 1995), (Bødker, 2006b). I modsætning hertil findes der kun en begrænset litteratur omhandlende den faktuelle brug af tilsætningsstoffer i Danmark. Da det ikke har været muligt eller relevant at gennemgå alle de stoffer, der nævnes i den internationale litteratur, har arbejdet koncentreret sig om stoffer, der er nævnt i den dansksprogede litteratur i form af:

- Tilsætningsstoffer til beton – En håndbog, af Ulla Kjær. Beton- og Konstruktionsinstituttet 1982
- Beton-Bogen, af Aage D. Herholdt m.fl, anden udgave. Udgivet af Aalborg Portland. 1985.

- Dansk betonforenings arbejdsgruppe om "Tilsætningsstoffer til beton". Datablad II. udgave, juli 1981.
- Produktdatablade fra bl.a. Bencon AS, BASF A/S og Saint-Gobain Weber A/S hentet på internettet i 2012.

I det følgende gennemgås de identificerede stoffer og deres mulige anvendelse i Danmark sammen med en kort vurdering af deres forventelige påvirkning af miljøet i det øjeblik, de forekommer i beton, der er knust ned og anvendt som genbrugsmaterialer i entreprenørarbejder.

Videncenter for Jordforurening udgav i 2004 rapporten "Branchebeskrivelse for beton- og cementvarefabrikker" (AVJ, 2004). Rapporten gennemgår en lang række stoffer og stofgrupper anvendt i produktion af beton- og cementvarer. For en del af stoffernes vedkommende gennemføres i rapportens Bilag 2 en vurdering af mulige negative påvirkninger af mennesker og miljø. Vurderingen vedrører negative effekter på de lokaliteter, hvor stofferne har været anvendt i produktionen og ikke hvor samme stoffer måtte forekomme i nedknust beton- og cement-produkter. Vurderingerne er derfor ikke medtaget i nærværende rapport.

Yderligere gennemgås kort en række andre, eksterne, stof- og materialegrupper, der ikke direkte indgår i produktionen af beton og tegl, men som har været anvendt i byggeriet og som derfor må forventes at forekomme i varierende omfang i nedknust beton og tegl.

De eksterne stof- og materialegrupper kan inddeles i tre grupper:

1. Stoffer og materialer, hvis forekomst i nedknust beton og tegl med stor grad af sikkerhed vides at kunne medføre en risiko for mennesker og miljø:

    - Maling og lak
    - Tjære
    - Bløde fuger
    - Slagge og koksholdige produkter
    - Asbest
    - Skorstenstegl

2. Stoffer og materialer hvis forekomst i nedknust beton og tegl ikke kan udelukkes at medføre en risiko for mennesker og miljø:

    - Lim
    - Glaseret keramik
    - Bitumen

3. Stoffer og materialer hvis forekomst i nedknust beton og tegl med stor sikkerhed ikke medfører en risiko for mennesker og miljø

    - Gasbeton/letbeton
    - Klinker, Leca og klinkerbeton
    - Molersbaserede teglprodukter
    - Mørtel, puds og kalksandsten
    - Terrazzo
    - Træbeton

De eksterne stof- og materialegrupper gennemgås i Kapitel 5.

2.2 Primærmaterialer i beton

Beton består, som nævnt i indledningen, primært af mineralsk binder, tilslagsmaterialer i form af sand, grus og sten og i nogle tilfælde filler samt vand.

2.2.1 Mineralske bindemidler

Fælles for de mineralske bindemidler er, at de har været opvarmet til en temperatur, der har forårsaget ændringer af udgangsmaterialernes mineralogi, således at de efter passende behandling ved tilsætning af vand er i stand til at binde af til en fast stenlignende masse. Opvarmningen medfører samtidig, at stort set alle organiske forbindelser bliver forasket.

De primære bindemidler anvendt i beton i Danmark er Portlandcement eller modifikationer heraf, flyveaskecement, mikrosilica og pulveriseret højovnsslagge. Andelen af bindemidler i den færdige beton ligger typisk mellem 5 og 20 vægtprocent (Herholdt et al., 1985)

Portlandcement består i sin grundform af formalet brændt kalkholdigt ler. Under formalingen tilsættes triethanolamin og/eller gips med det formål, at hindre at klinkerne klumper samme i kager på formalingsudstyrets overflader. Portlandcementen kan udgøre mere end 95 % af det mineralske bindemiddel i beton (Aalborg Portland, 2005).

Kulflyveaske stammer fra forbrænding af kul og udgør den fraktion af asken, der indfanges på elektrofilterne i forbindelse med rensning af røgen. Kulflyveasken består af små glaskugler med partikelstørrelser i svarende til cementens. Flyveaske kan udgøre op til 50 % af det mineralske bindemiddel i beton (Aalborg Portland, 2005). Kulflyveaske har været anvendt i mange år (i hvert fald siden 1970'erne) og anvendes stadig i cement og beton. Kulflyveaske vides blandt andet at være årsag til et forhøjet indhold af chrom i cement og beton.

Mikrosilica stammer fra produktion af siliciummetal og ferrosilicium i elektriske smelteovne og består af meget finkornet amorf kisel. Mikrosilica kan udgøre op til 35 % af det mineralske bindemiddel i beton (Aalborg Portland, 2005).

Højovnsslagge stammer fra udvinding af jern i højovne og består af fint formalede glasagtige mineraler domineret af aluminium-, kalk- og siliciumoxider. Højovnsslagge kan udgøre op til 95 % af det mineralske bindemiddel i beton (Herholdt et al., 1982, Aalborg Portland, 2005).

I

Tabel 1 ses nogle eksempler på indhold af sporelelementer/tungmetaller i cement, kulflyveaske, mikrosilica og dansk jorde sammen med jordkvalitetskriterierne (Miljøstyrelsen, 2014).

Som konsekvens af brændingen er materialerne stærkt oxiderede og har for portlandcementens vedkommende et højt indhold af hydroxider og er derfor stærkt basiske i uafbundet tilstand. Efterhånden som betonen binder af, bl.a. ved at den optagne CO_2 fra luften omdanner hydroxiderne til karbonater, falder pH.

Opløseligheden af mange metaller og ioner i råmaterialerne til cement og flyveaske ændres i forbindelse med brændingen og den efterfølgende afbinding.

TABEL 1 EKSEMPLER PÅ INDHOLD AF SPORELEMENTER OG TUNGMETALLER I SAMMENSTILLING AF AALBORG PORTLAND RAPID CEMENT, FLYVEASKE OG MIKROSILICA. ALLE VÆRDIER ER I MG/KG, EFTER (BØDKER OG PADE, 2007). VÆRDIERNE FOR DANSKE JORDE ER ET GENNEMSNIT AF 393 PRØVER (JENSEN ET AL, 1996). KVALITETSKRITERIER FREMGÅR AF MILJØSTYRELSEN, 2010B OG 2014).

Metal	Rapid cement	Kulflyve-aske	Microsilika	Danske jorde	Jordkvalitetskriterier
Ag	< 0,8	< 0,8	< 0,8	-	50
As	13	41	16	3,3	20
Ba	323	940	16,5	-	100
Bi	0,56	0,55	0,76	-	-
Cd	0,8	0,4	0,39	0,16	0,5
Cr	27	33	25	9,9	500
Cu	78	22	35	7,0	500
Hg	<0,3	0,79	<0,3	0,04	1
Mn	156	186	323	-	-
Mo	2,8	11	2,4	-	5
Ni	27,7	19,3	10	5	30
Pb	13,6	6,7	35	11,3	40
Sb	<0,5	1,1	0,85	-	-
Tl	0,32	0,43	1,2	-	1
V	80	68	1,13	-	-
Zn	103	39	42	26,8	500

2.2.2 Tilslag

I Danmark har man generelt anvendt jomfruelige materialer som tilslag i beton i form af sand, grus, småsten og skærver. Tilslag udgør normalt ca. 75 % af betonen.

2.2.3 Fillermaterialer

Fillermaterialer er finkornede materialer med en partikeldiameter under 0,25 mm, hvis funktion bl.a. er at virke regulerende på betonens evne til at holde på det iblandede vand under afbindingen og på betonens tæthed efter afbinding (Herholdt et. al., 1982).

Som filler anvendes bl.a. finkornede fraktioner af kvarts og kridt.

2.2.4 Miljøproblematiske stoffer i betons primærmaterialer

I forhold til de primære indholdsstoffer er de miljømæssigt mest betydende risici ved udlægning af nedknust beton stigende pH og udvaskning af metalioner og salte. Disse forhold har man længe været opmærksom på, og der er foretaget en række undersøgelser af indhold og udvaskning af metaller og ioner fra beton. Der er i mindre omfang også gennemført undersøgelser af andre stoffer og stofgrupper bl.a. kulbrinter, PAH og PCB, se Kapitel 6.

Med hensyn til forekomst af miljøproblematiske stoffer i binder og tilslag er der ved litteraturgennemgangen derfor kun identificeret ét stof, der ikke tidligere har været fokus på: Triethanolamin, TEA.

2.2.5 Triethanolamin (TEA)

TEA anvendes som hjælpestof ved formaling af rå cementklinker (Frauenkron, 2005) og som accelerator i koncentrationer på 1 – 3 % af cementindholdet for at modvirke lignosulfonaternes retarderende virkning (Berge, 2009). TEA har Cas. nr.: 102-71-6.

TEA anvendes også i bl.a. sprøjtemidler i landbruget, skæreolier, fødevareforpakning og kosmetik (U.S. Department of Health and Human Services, 1999).

TEA har en lav akut og kronisk toksicitet (Frauenkron, 2005) og der har ikke kunne påvises carcinogene virkninger (U.S. Department of Health and Human Services, 1999). Akut Oral LD50: marsvin: 2200 mg/kg, mus: 5846 mg/kg, kanin 2200 mg/kg, (Sciencelab.com, Inc., 2010).

Williams og Callely (1982) og West og Gonsior (1996) finder i deres undersøgelser, at TEA-holdigt spildevand let renses biologisk. West og Gonsior (1996) finder halveringstider på 0,02 - 0,04 dage i aktiveret spildevandsslam for en koncentration på 818 mg/l; 0,5 – 1,8 dage i sandmuld ved koncentrationer fra 1,4 til 2000 mg/kg og 1,2 +/- 0,5 dage i flodvand for med hhv. 99 og 489 µg/l.

Det må på baggrund af ovenstående vurderes, at TEA på trods af sin store udbredelse i beton kun i begrænset omfang må antages at udgøre et problem for mennesker og miljø.

2.3 Formolier

Ved støbning af beton anvendes formolier til smøring af forme og andre overflader, som den våde beton kommer i kontakt med, med det formål, at hindre betonen i at sætte sig fast på overfladerne.

Brug og sammensætning af formolier er tidligere blevet behandlet i Miljøstyrelsens Arbejdsrapport Nr. 17, Kulbrinte i betonslam (Bødker, 2006a).

Mineralske formolier er typisk baseret på aromatfattige kulbrinter med under 35 kulstofatomer (ofte beskrevet som raffinerede paraffinolier). Vegetabilsk basere
de olier indeholder typisk fedtsyrerne stearinsyre og palmitinsyre. I en del tilfælde esterificeres fedtsyrerne for at sænke smeltepunktet.

Det samlede forbrug af formolie i Danmark er ca. 1000 ton om året fordelt på ca. 300 ton vegetabilsk og 700 ton mineralske olier. En væsentlig del af olierne ender i det såkaldte betonslam, der er de rester, der sidder tilbage på forme, betonkanoner og andet udstyr efter det støbte element er bundet af og fjernet fra formen. Der er ikke overblik over hvor stor en del af olierne, der ender op i den færdige beton og hvor meget, der ender i det betonslam, der efter støbning fjernes fra formene.

Der har ikke været muligt, at finde oplysninger om brug af andre indholdsstoffer i formolierne.

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for kulbrinter i jord afhænger af molekylestørrelsen, se Tabel 2. Man skal være opmærksom på, at for kvalitetskriterierne for kulbrinter i jord gælder det, at værdierne for både den enkelte fraktion såvel som for summen af kulbrinter skal være overholdt. Grundvandskriteriet for kulbrinter i vand er 9 µg/l. Der er ikke fastsat noget afskæringskriterium for kulbrinter i jord (Miljøstyrelsen, 2010b).

De potentielle risici, der måtte være forbundet med indhold og udvaskning af kulbrinter fra knust beton er behandlet i Kapitlerne 6, 8 og 9.

Tabel 2 Forskellige kulbrinteintervaller og deres tilhørende kvalitetskriterier i jord. Efter Miljøstyrelsen (2014).

Størrelsesfraktion	Jordkvalitetskriterier
C_6 - C_{10} : Flygtige kulbrinter (benzin)	25 mg/kg jord
C_7 - C_{12} : Mineralsk terpentin	25 mg/kg jord
C_{10} - C_{15} : Lette kulbrinter	40 mg/kg jord
C_{15} - C_{20} : Lette kulbrinter	55 mg/kg jord
C_{20} - C_{35} : Tunge kulbrinter	100 mg/kg jord
C_6-C_{35} : Sum af kulbrinter	100 mg/kg jord

2.4 Tilsætningsstoffer i beton

2.4.1 Oversigt

Tilsætningsstoffer er stoffer eller materialer, der tilsættes den våde beton, før den binder af, med det formål at ændre betonens egenskaber. Ændringerne kan påvirke både den våde beton og den færdigt afbundne beton.

Tilsætningsstoffer har været anvendt i beton og mørtel siden oldtiden. Romerne brugte således okseblod som luftindblandende stof (Kjær, 1982) mens kineserne brugte rismel i den mørtel, der holder stenene i dele af den Kinesiske Mur sammen (Ravilious, 2010). Et andet gammelt tilsætningsstof, der stadig anvendes i Danmark, er fæhår, der iblandes mørtlen omkring vinduesrammer og dørkarme.

Det er dog først efter Anden Verdenskrig at tilsætningsstoffer for alvor er blevet anvendt i produktionen af beton (Kjær, 1982). Mens den internationale litteratur beskriver, at der siden Anden Verdenskrig er anvendt et meget betydeligt antal tilsætningsstoffer, er det kun i ringe omfang muligt at få oplysninger om hvor, hvornår og i hvilke mængder de enkelte stoffer rent faktisk er blevet anvendt i praksis. Der er flere årsager til dette forhold. Først og fremmest beror det på, at der ikke findes nogen samlet statistik over forbruget. En anden årsag er, at fabrikanterne kun i ringe grad har ønsket at oplyse detaljer om indholdsstoffer, recepter og mængder. Det er således meget sigende, at da Posiva Oy, der har ansvar for konstruktion af slutdepotet til brugt brændsel fra de finske kernekraftværker, i 2008 gennemførte en undersøgelse af biotilgængeligheden af forskellige tilsætningsstoffer, har forfatterne måttet undlade at videregive oplysninger fra fabrikanterne om nogle af de anvendte tilsætningsstoffer af hensyn til fabrikshemmeligheder (Andersson et al, 2008).

Der er kun gennemført få undersøgelser af, hvordan tilsætningsstoffer i beton opfører sig efter at betonen er bundet af, og af hvilken indflydelse de har på mennesker og miljø. Det er derfor vanskeligt at skaffe dækkende data om de miljømæssige aspekter af forekomsten af tilsætningsstoffer i beton.

I Posiva Oy's undersøgelse af, i hvilket omfang en gruppe plastificerende tilsætningsstoffer til beton kunne udnyttes og dermed nedbrydes af jordens mikroorganismer, omfatter litteraturlisten ingen eksempler på tilsvarende arbejder (Hallmark et al, 2012). Det samme billede ses ved en canadisk undersøgelse af miljøpåvirkninger fra byggematerialer anvendt ved byggeri i vand (Lalonde, et al., 2011), idet der kun findes en enkelt reference til de toksikologiske effekter af udvaskning af tilsætningsstoffer fra beton. Referencen beskriver en svensk undersøgelse af virkningerne af brug af thiocyanater og harpiksforbindelser (Andersson og Strömvall, 2001).

Gennemgangen af tilsætningsstoffer i beton er derfor, som nævnt i indledningen, baseret på, hvilke stoffer de få kilder omhandlende brug i Danmark nævner anvendelsen af.

En gennemgang af produktdatablade på internettet indikerer, at antallet af tilsætningsstoffer, der forhandles, er væsentligt lavere, end hvad litteraturen giver indtryk af. Dette understøttes af den californiske liste over godkendte tilsætningsstoffer til beton (California Department of Transportation, 2010).

I Tabel 3 er oplysninger om anvendelsesområder og stoffer fra kilderne omhandlende danske forhold sammenstillet.

Et særligt forhold gør sig gældende for den lange række af organiske tilsætningsstoffer i beton, idet de ved nedknusning af betonen og udlægning nær grundvandsspejlet, kunne tænkes at give anledning til en udvaskning til grundvandet. Selv om de fleste af de organiske tilsætningsstoffer må anses for relativt uskadelige, vil alene tilførslen af organisk kulstof til grundvandet kunne medføre forøget biologisk aktivitet med deraf følgende forbrug af ilt og risiko for dannelse af iltfrie områder. Dette forhold er nævnt under hvert af de relevante tilsætningsstoffer i Kapitel 3, men behandles samlet i Kapitel 6, 8 og 9, blandt andet som en del af det totale organiske kulstofindhold, TOC, og det opløselige organiske kulstof, DOC (dissolved organic carbon).

TABEL 3 OVERSIGT OVER TILSÆTNINGSSTOFFER ANVENDT I DANSK BETON (KJÆR, 1981; AVJ, 2004)

Stoftype	Acceleratorer	Alkali-kiesel reaktions-red.	Ekspanderende	Fiberforstærkning	Flydemiddel	Formolie	Frysepunktssænkende	Gasdannende	Klæbeforbedrende	Korrosionsbeskyttende	Luftindblandede	Plastificerende	Pumpeforbedrende	Retardere	Skumdæmpere	Stråleskærmende	Superplastificerende	Svampedræbende	Vandafvisende
Akryl- og polyakrylforbindelser	X								X								X		
Alginater													X						
Alifatiske aminer	X										X	X					X		
Alkalisalte												X							
Alkoholer							X								X				
Alkyl(aryl)sulfonater og sulfater											X								
Aluminiumspulver			X									X							
Bariumsalte		X												X					
Benzoater										X									
Bitumen																			X
Borater														X		X			
Brintoverilte			X																
Bromider	X																		
Carbonater	X											X							
Celluloseæthere													X						
Chlorider	X						X					X		X					

Stoftype	Acceleratorer	Alkali-kiesel reaktions-red.	Ekspanderende	Fiberforstærkning	Flydemiddel	Formolie	Frysepunktssænkende	Gasdannende	Klæbeforbedrende	Korrosionsbeskyttende	Luftindblandede	Plastificerende	Pumpeforbedrende	Retardere	Skumdæmpere	Stråleskærmende	Superplastificerende	Svampedræbende	Vandafvisende
Chromater, Cr^{6+}										X									
Dieldrin																		X	
Epoxider									X										
Fedtsyrer og vegetabilske olier						X					X	X							X
Fibre; stål, cellulose, plast m.v.				X															
Fluater	X											X							
Formiater	X											X					X		
Fosfater														X	X		X		
Hydroxycarboxylsyrer	X											X		X			X		X
Iodider	X																		
Jernpulver			X																
Kobbersalte																		X	
Lignosulfonater	X										X	X		X			X		
Lithiumsalte		X																	
Magnesiumpulver								X											
Maleinsyre-anhydrid								X											
Mineralolie; kulbrinter						X													X
Nitrater	X																X		
Nitritter	X									X									
Oxalater	X																		
Paraformaldehyd	X																		
Plastikkugler											X								
Polycarboxylæther					X														
Polyethylenglycol												X							
Polyethylen-oxider													X						
Polyfosfater															X				
Polyftalater															X				
Polyhalogenerede forbindelser																		X	
Polyhydroxycarboxylsyrer											X	X		X			X		

Stoftype	Acceleratorer	Alkali-kiesel reaktions-red.	Ekspanderende	Fiberforstærkning	Flydemiddel	Formolie	Frysepunktssænkende	Gasdannende	Klæbeforbedrende	Korrosionsbeskyttende	Luftindblandede	Plastificerende	Pumpeforbedrende	Retardere	Skumdæmpere	Stråleskærmende	Superplastificerende	Svampedrøbende	Vandafvisende
Polyvinylacetat, PVA									X										
Silikater	X																		X
Silikoner									X						X				X
Styren-butadien-forbindelser									X										
Sukkerstoffer														X					
Sulfater	X													X					
Sulfitter										X									
SMFK*	X											X					X		
Sulfonerede naftalenforbindelser											X	X		X			X		
Thiocyanater	X																		
Tensider	X										X	X		X			X		
Triethanolamin, TEA	X										X	X					X		
Vinsol-resin											X	X							
Voksemulsioner																			X
Zinkpulver								X											
Ætersulfater											X								X

I det følgende gennemgås de enkelte tilsætningsstoffer/-stoftyper.

2.4.2 Akryl- og polyakrylforbindelser

Akrylater anvendes som klæbeforbedrende stoffer i beton (Herholdt et al., 1985).

Akrylater i form af polyacrylamid anvendes inden for en lang række områder, fra adsorptionsmateriale i engangsbleer over erosionssikring af jord (Wisconsin Department of Transportation, 2001), til filtrering af frugtsaft og klaring af fødemidler (Yannai, 2005).

Akrylforbindelser er salte og estere af akrylsyre, typisk som oligo- og polymerer. Akrylforbindelserne er generelt meget reaktive, og en del polymeriserer spontant (Matyjaszewski og Davis, 2002).

Akrylater i form af acrylamid har været anvendt ved tætning af entreprenørarbejder under grundvandsspejlet (Ingeniøren, 2001), med stærk forurening af grund- og overfladevand til følge, da acrylamid som monomer er stærkt vandopløseligt, giftigt og kræftfremkaldende, hvilket ikke er tilfældet for polyacrylamid (Yannai, 2005).
Der er ikke fundet nærmere oplysninger om hvilke produkter, der er anvendt, eller om den langvarige stabilitet i nedknust beton.

Forekomst af polyacrylater i beton vurderes ikke at udgøre nogen risiko i forhold til mennesker og miljø så længe, der ikke forekommer monomerer. Det anbefales, at der om muligt tilvejebringes information om eventuel tilstedeværelse af monomerer i nedknust beton i i forbindelse med overvejelserne omkring en eventuel fastsættelse af kriterier for anvendelse.

2.4.3 Alginater

Alginater anvendes i byggeriet som fortykkelsesmiddel og til at binde vand i den våde beton (Aïtcin 2008). Alginater finder også udbredt anvendelse i fødevareindustrien, hvor der ikke er grænser for dets anvendelse.

Alginater er vandopløselige polymerer af b-D-mannuronsyre og a-L-guluronsyre udvundet af tang. Alginaterne anvendes i form af deres salte (Yannai, 2004). En oversigt over forskellige alginater ses i Tabel 4.

TABEL 4 FORSKELLIGE ALGINATER OG DERES CAS- OG E-NUMRE, EFTER (YANNAI, 2004).

Navn	Cas. nr.	E-nummer
Na-alginat	**9005-38-3**	401
K-alginat	**9005-36-1**	402
Ca-alginat	**9005-35-0**	404
NH_4-alginat	**9005-34-9**	403
2-Hydroxypropylesteralginat	**39306-87-1, 51374-11-9, 52441-26-6, 57762-73-9, 59125-52-9, 95328-14-6**	405

Alginater er let omsættelige, naturligt forekommende, ugiftige højmolekylære forbindelser med ringe mobilitet i jord og grundvand. Det må på den baggrund anses for sandsynligt, at forekomst af alginater i nedknust beton ikke udgør nogen generel risiko for mennesker og miljø, selv om det ikke helt kan udelukkes, at der vil kunne forekomme forøgede koncentrationer af alginater i overfladevand nær store oplag af nedknust beton.

2.4.4 Alifatiske aminer

Alifatiske aminer bruges som plastificerende og luftindblandende stof i beton (Kjær, 1982). Rent kemisk omfatter gruppen af alifatiske aminer en meget lang række teknisk vigtige forbindelser, der alle består af et centralt kvælstofatom med 1-3 alifatiske radikaler. Alifatiske aminer reagerer basisk i vandig opløsning og danner letopløselige salte. Alifatiske aminer optræder vidt udbredt i naturen, og en del fungerer som signalstoffer m.m. (Eller, 2005). Et par af de simpleste alifatiske aminer er oplistet i Tabel 5.

I fri tilstand som gasser eller opløst i vand virker alifatiske aminer kraftigt irriterende på slimhinderne. Toksiciteten af fri alifatiske aminer må betegnes som moderat med LD_{50}-værdier for mus og rotter mellem 200 og ca. 2000 mg/kg (Eller et al., 2005).

Alifatiske aminer anvendes som smagsstof i fødevarer (European Food Safety Authority (EFSA), 2012). Alifatiske aminer anvendes også som hærdere ved afbinding af epoxybaserede klæbestoffer (Pham og Marks 2005).

Der vides ikke meget om de alifatiske aminers persistens. De findes vidt udbredt og et antal er bl.a. fundet i tyske floder i koncentrationer på 1-5 µg/l, hvilket indikerer, at de ikke er umiddelbart omsættes (Brust, 2001).

TABEL 5 CAS-NUMRE FOR EN RÆKKE ALIFATISKE AMINER (ELLER, 2005)

Navn	Cas. nr.
Ethylamin	75-04-7
Methylamin	74-89-5
Diethylamin	109-89-7
Triethylamin	121-44-8

Det er ikke muligt på det foreliggende grundlag at vurdere, hvilken risiko forekomst af alifatiske aminer i nedknust beton udgør for mennesker og miljø. Det anbefales, at udvaskningen af alifatiske aminer fra nedknust beton undersøges nærmere med henblik på en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.5 Alkalisalte

Alkalisalte har fundet en vis udbredelse som plastificerende stoffer i beton. Alkalisalte forekommer i vidt omfang i betonens primærmaterialer. Alkalisalte er salte af alkalimetallerne i første hovedgruppe i det periodiske system. Det vil i praksis sige salte af natrium og kalium. Litium er nævnt som accelerator i litteraturen, men må bl.a. på grund af sin høje pris formodes at være brugt i meget ringe omfang.

Lokalt vil der kunne forekomme forøgede koncentrationer af alkalimetalioner i grundvand og overfladevand nær store oplag af nedknust beton. På grund af alkalisaltenes store naturlige forekomst vurderes forekomsten i nedknust beton ikke umiddelbart at udgøre nogen generel risiko for mennesker og miljø

2.4.6 Alkoholer

Sprit i form af denatureret ethylalkohol anvendes i vid udstrækning til udstøbning af beton i frostvejr for at sikre betonen mod at fryse (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985).

Både ethylalkohol og denatureringsstofferne, der har omtrent samme damptryk som ethylalkohol, vil fordampe fra betonen i løbet af få år efter udstøbningen. Stofferne er let biologisk nedbrydelige. Forekomst af ethanol vurderes ikke at medføre risiko for mennesker og miljø i nedknust beton, da det vil være fordampet efter få år.

2.4.7 Alkyl(aryl)sulfonater og sulfater

Se afsnit 2.4.56 Tensider.

2.4.8 Aluminiumspulver

Aluminiumspulver bruges som gasudviklende stof ved udstøbning af beton (Kjær, 1982), (Herholdt et al., 1985). Findelt aluminium er ustabilt og korroderer hurtigt under alkaliske forhold ved optagelse af ilt fra det omgivende vand, hvorved der frigives brint. Reaktionen forløber i løbet af timer til dage.

Aluminiumspulver vil næppe forekomme i nedknust beton. I det omfang, der måtte være aluminiumspulver tilbage i betonen, vil det gradvist korrodere til aluminiumoxider og -hydroxider og blive

optaget i jorden uden negative miljømæssige konsekvenser. En eventuel forekomst af aluminiumspulver i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre nogen risiko for mennesker og miljø.

2.4.9 Bariumsalte

Bariumsalte har i et vist omfang været anvendt til at kontrollere alkali-kisel-reaktioner i betonen og som inhibitorer (Kjær, 1982). Bariumsalte er generelt letopløselige med undtagelse af bariumsulfat, tungspat, der i praksis er næsten uopløseligt, med en opløselighed på knap 3 mg/l (Lide og Haynes, 2010). Dog kan barium frigives i højere koncentrationer fra bariumsulfat i sulfatreducerende miljøer.

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af barium i jord er 100 mg/kg. Der er ikke fastsat noget afskæringskriterium (Miljøstyrelsen, 2010b).

Forekomst af barium i beton må formodes at kunne udgøre en begrænset risiko for mennesker og miljø, idet det hurtigt vil blive bundet til sulfat i jorden. Det anbefales dog, at udvaskning fra nedknust beton undersøges nærmere med henblik på en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.10 Benzoater

Benzoater er blevet anvendt som korrosionsinhibitorer i beton (Kjær, 1982).

Benzoater (se Tabel 6) er en gruppe naturligt forekommende salte og estre af benzoesyre, der forekommer vidt udbredt i planter og fødevarer. Benzoater har svampehæmmende egenskaber og bruges som konserveringsmiddel til fødevarer i koncentrationer på 500 – 2000 mg/kg (Yannai, 2004).

TABEL 6 FORSKELLIGE BENZOEATER OG DERES CAS- OG E-NUMRE. EFTER YANNAI (2004).

Navn	Cas. nr.	E-nummer
Benzoesyre	65-85-0	210
Na-benzoeat	532-32-1	211
K-benzoeat	582-25-2	212
Ca-benzoeat	2090-05-3	E213

Benzoesyre og dets salte har under normale forhold i naturen lav akut giftighed (Inchem, 2000). Benzoesyre og dets salte er biologisk letnedbrydelige (Inchem, 2000) med halveringstider i forsøgsopstillinger på op til 20 min. (Muthukumar, 2009).

Forekomst af benzoater i nedknust beton vurderes ikke at udgøre nogen risiko for mennesker og miljø.

2.4.11 Bor

Borater er borholdige salte, der har været anvendt bl.a. som retardere i beton. Borater har også været anvendt til fabrikation af beton til afskærmning af radioaktiv stråling (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985).

Bor er let til moderat akut giftigt med en LD_{50}-værdi på 4500 mg/kg kropsvægt for rotter og > 2000 mg/kg kropsvægt for kaniner. Undersøgelser har vist, at borater kan medføre misdannelser på fostre og nedsat fertilitet, herunder testikelatrofi (USDA, Forest Service, 2006).

Bor i form af borax er på foranledning af Miljøstyrelsen blevet optaget på EUs liste over uønskede stoffer i 2010 (Miljøstyrelsen, 2010a). Der er ikke fastsat kvalitets- og afskæringskriterier for bor i jord. Miljøstyrelsens kriterium for forekomst af bor i grundvand er 300 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010b).

Forekomst af bor vurderes at medføre en begrænset risiko for mennesker og miljø, idet det forekommer i meget begrænsede mængder. Da borax er på listen over uønskede stoffer, anbefales det, at at indhold og udvaskning af bor/borater indgår i overvejelserne omkring en eventuel fastsættelse af kriterier for anvendelse.

2.4.12 Brintoverilte

Brintoverilte eller hydrogenperoxid bruges som gasudviklende stof ved udstøbning af beton (Kjær, 1982). Hydrogenperoxid er ustabilt og dekomponerer hurtigt til vand under afgivelse af ilt. Reaktionen forløber i løbet af timer til dage. Hydrogenperoxid vil derfor ikke kunne forekomme i nedknust beton.

2.4.13 Bromider

Brom i form af bromider har været anvendt som acceleratorer i beton (Kjær, 1982). Det har ikke været muligt at finde specieringsdata for brom i beton. Brom er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 2B som muligt kræftfremkaldende (WHO, 2005), og forekomst af bromider i nedknust beton vurderes derfor muligvis at kunne medføre en risiko for mennesker og miljø. Det anbefales, at indhold og udvaskning af bromid indgår i overvejelserne omkring en eventuel fastsættelse af kriterier for anvendelse.

2.4.14 Carboxylsyrer og hydroxycarboxylsyrer

Carboxyl- og hydroxycarboxylsyrer har været anvendt som retardere og som plastificerende og superplastificerende stoffer i beton (Kjær, 1982). Hydroxycarboxylsyrer er en gruppe naturligt forekommende svage organiske syrer, der bl.a. omfatter mælkesyre, vinsyre og glycolsyre (Kirk-Othmer 1995).

Syrerne forekommer vidt udbredt i naturen og er umiddelbart biologisk nedbrydelige. Forekomst af hydroxycarboxylsyrer i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre nogen generel risiko for mennesker og miljø.

2.4.15 Celluloseæthere

Celluloseæthere er blevet anvendt som pumpeforbedrende stoffer (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985). Celluloseæthere består af modificeret cellulose, hvor de enkelte glukosemolekyler forbindes ved en etherbinding. De finder udstrakt anvendelse som tilsætningsstof i fødevarer under E-numrene fra E461 – E467 (Yannai, 2005).

Der er ikke nærmere oplysninger om, hvilke produkter der er anvendt, herunder den langvarige stabilitet i nedknust beton. Celluloseæthere har meget lav toksicitet. I rotter er LD50 over 10.000 mg/kg og de er ikke klassificeret som værende toksisk i det akvatiske miljø, da medianeffektkoncentrationerne (LC50, EC50 eller IC50) er mere end 100 mg/L for de mest følsomme arter. Der er ikke formodning om at celluloseæthere bioakkumuleres (DOW, 2015). Samlet vurderes det, at forekomst af celluloseæthere i nedknust beton ikke udgør en risiko for mennesker og miljø, selv om det ikke umiddelbart kan udelukkes, at der vil kunne forekomme forøgede koncentrationer af celluloseæthere i grundvand og overfladevand nær store oplag af nedknust beton.

2.4.16 Chlorider

Chlorider forekommer naturligt i råmaterialerne til beton (Miljøstyrelsen, 2006a) og er derudover blevet anvendt som plastificerende stoffer (Dansk Betonforening, 1982). Chlorider er let opløselige salte af saltsyre. Forekomst og udvaskning af chlorider er afrapporteret i nogle undersøgelser, se Kapitel 6.

Det kan ikke umiddelbart udelukkes, at der lokalt kan forekomme en udvaskning af chlorider, der kan resultere i forhøjede koncentrationer i det underliggende grundvand. Da der findes kvalitetskri-

terier for chlorid i grundvand og overfladevand, bør undersøgelse af udvaskningen af chlorid fra knust beton indgå i en eventuel undersøgelse af dansk knust beton.

2.4.17 Chromater, Cr^{6+}

Chromat er en betegnelse for salte indeholdende den hexavalente chromation (CrO_4^{2-}). Chromat optræder naturligt i cement, hvor det dannes fra ud fra chromholdige mineraler. Indholdet af chromat i cement og beton øges normalt ved tilsætning af kulflyveaske.

Chromat er stærkt allergifremkaldende og kræftfremkaldende og forekomst i cement er derfor underlagt en række bestemmelser under bl.a. Arbejdstilsynet. Betonblandinger, der udstøbes manuelt, må maksimalt indeholde 2 mg Cr^{6+} pr kg cement. Der er ikke krav til chromatindholdet i maskinelt udstøbte betonprodukter, hvor der ikke er risiko for kontakt med huden i våd tilstand (Arbejdstilsynet, 2006).

Forekomst og udvaskning af chromat fra knust beton har været undersøgt i nogle undersøgelser, se Kapitel 6. Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af chromat i jord er 20 mg/kg og i grundvand 1 µg/l. Der er ikke fastsat noget afskæringskriterium (Miljøstyrelsen, 2010b). Forekomst af chromat i nedknust beton og udvaskning af chromat fra nedknust beton må vurderes at kunne udgøre en potentiel risiko for mennesker og miljø, og det anbefales, at indhold og udvaskning af chrom/chromat indgår i overvejelserne omkring en eventuel fastsættelse af kriterier for anvendelse.

2.4.18 Dieldrin

Dieldrin er i følge Kjær (1982) og AVJ (2004) blevet anvendt som svampedræbende stof i produktion af beton.

Dieldrin er en dimer af insekticidet aldrin, der bl.a. dannes ved oxidation under indvirken af mikroorganismer eller sollys. Dieldrin findes derfor hvor aldrin har været brugt (ATSDR, 2000). Aldrin er et chlorholdigt insekticid, der første gang blev produceret i 1948. Aldrin fandt udbredt anvendelse i perioden ca. 1950 – 1970. Dieldrin er meget lidt opløseligt i vand, er persistent og bioakkumuleres op gennem fødekæden.

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af dieldrin og aldrin i grundvand 0,03 µg/l. Der er ikke fastsat kvalitets- og afskæringskriterier for jord (Miljøstyrelsen, 2010b). Dieldrin og aldrin er reguleret efter "Bekendtgørelse om visse bestandige organiske forbindelser" (BEK 820 af 29. september 2003) og er opført på Stockholmkonventionen (og i POP-forordningen, Forordning (EF) Nr. 850/2004).

Forekomst af dieldrin i nedknust beton kan medføre en risiko for mennesker og miljø. Det anbefales, at brugen (og eventuelt indhold) af dieldrin i beton undersøges nærmere for at kunne gennemføre en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.19 Epoxider

Epoxider er blevet anvendt som klæbeforbedrende stoffer i beton (Kjær, 1982).
Epoxider er molekyler, der indeholder en cyklisk ether, epoxidgruppen. Epoxider er stærkt reaktionsvillige og polymeriserer let (Pham og Marks, 2005). Epoxider danner forbindelser med både DNA og RNA og nogle epoxider er mutagene eller kræftfremkaldende (Sienel, 2005).

Der findes i praksis ikke data vedrørende toksiciteten af epoxidbaserede klæbere. Årsagen er, at de undersøgelser, der er lavet, ikke i tilstrækkelig grad har defineret hvilke epoxider, der indgik i de testede produkter (Pham og Marks, 2005). Der foreligger ikke nærmere oplysninger om, hvilke produkter der er anvendt i beton, og heller ikke oplysninger om den langvarige stabilitet i nedknust beton.

Forekomst af epoxider i nedknust beton vurderes at kunne medføre en risiko for mennesker og miljø i det omfang, der forekommer uafhærdede monomerer. Det anbefales, at indhold og/eller udvaskning af epoxider fra nedknust beton eventuelt undersøges nærmere med henblik på en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.20 Farvestoffer

Farvestoffer har gennem tiderne været anvendt til at korrigere farven i beton. Farvestofferne udgør rent kemisk en overordentligt uensartet gruppe, og det er ikke muligt, at give en generel vurdering af farvestoffer. Derfor gennemgås de enkeltvis nedenfor.

Chromgrønt

Chromgrønt er et grønt, chromholdigt industrielt fremstillet mineralsk pigment, der blandes beton i form af fint pulver. Kemisk formel: Cr_2O_3, Chrom(III)oxid. CAS-nr: 1308-38-9.

Chrom(III) er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 3 som "ikke mulig at klassificere i forhold til dets evne til at fremkalde kræft hos mennesker, (IARC, 1990b). Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af chrom (III) + (VI) i jord er 500 mg/kg med et afskæringskriterium på 1000 mg/kg. Kvalitetskriteriet for grundvand er 0,3 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010b).

Indholdet af chrom(III)oxid i nedknust beton kan overstige 500 mg chrom/kg og dermed give anledning til, at grunde hvorpå materialerne er udlagt, kan blive kortlagt som forurenede. Chromforbindelser med chrom(III)chromater er omfattet af Bekendtgørelse om foranstaltninger til forebyggelse af kræftrisikoen ved arbejde med stoffer og materialer (Bekendtgørelse nr 908 af 27/09/2005). Det anbefales derfor, at indholdet af chrom (sammen med udvaskningen af chrom, se afsnit 2.4.17) kommer til at indgå i en nærmere vurdering af behovet for at sætte kriterier for anvendelse af knust beton.

Jordfarver baseret på jern, aluminium, mangan og magnesium

En lang række af de farvestoffer, der anvendes til farvning af beton, består af naturligt forekommende jordfarver, primært baseret på oxider af jern, aluminium, mangan og/eller magnesium i forbindelse med silicium.

Farverne forhandles under navne som umbra, umbra naturel, lys umbra, brændt umbra, siena, siena claire, rød okker, lys okker, okker, TDS-Naturel, oxidbrun, Bayferrox, Conex og Ferroxon, jernoxid rød.

Forekomsten af stofferne i knust beton vurderes ikke at medføre risiko for mennesker eller miljø.

Koboltblå

Koboltblå er en fællesbetegnelse for flere tæt beslægtede, stærkt blå, koboltholdige mineralske pigmenter, der fremstilles industrielt med enestående farveægthed, herunder: Kobolt-aluminiumspinel, Pigment blue 28, kemisk formel: $CoAl_2O_4$, CAS-nr: 1333-88-6, koboltaluminiumoxid, kemisk formel: $CoO{\bullet}Al_2O_3$, CAS-nr: 1345-16-0. Koboltblå iblandes beton i form af fint pulver.

Det samlede forbrug i Danmark vurderes at være meget begrænset og overstiger næppe 50 – 100 kg om året (personlig kommunikation med Skandinavisk Jura-Kalk A/S 2012).

Koboltforbindelser er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 2B som muligt kræftfremkaldende (IARC, 1991). Koboltforbindelser er omfattet af Bekendtgørelse om foranstaltninger til forebyggelse af kræftrisikoen ved arbejde med stoffer og materialer (Bekendtgørelse nr. 908 af 27/09/2005).

Da kobolt er klassificeret som muligt kræftfremkaldende, vurderes det, at beton farvet med koboltholdige pigmenter ikke er egnet til genanvendelse. Indhold og udvaskning af Co bør derfor indgå i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

Phtalocyaninblåt
Phthalocyaninblåt er en række syntetisk fremstillede kobberholdige, organiske farvepigmenter, hvoraf de første kom på markedet i 1935. CAS-nr: CAS 147-14-8. Phthalocyaninblå pigmenter har vundet stor udbredelse på grund af deres høje stabilitet, også i sure og basiske miljøer (Herbst og Hunger, 2004). Phthalocyaninblåt er ikke opløseligt i vand og fordamper ikke. Det anvendes i høj grad på grund af sin evne til ikke at migrere i de materialer, hvorpå de er påført med tryksværte.

Phthalocyaninblå er svært nedbrydeligt i naturen, men regnes ikke for at være giftigt for fisk og terrestriske planter. NOAEL er målt til > 200 mg/kg/dag og OECD anser stoffer for at have lav prioritet (OECD SIDS, u.å.)

Ved fremstillingen af nogle phatalocyaniner dannes der små mængder polychlorerede biphenyler, PCB (Hu og Hornbuckle, 2010; Grossman, 2013). Da phtalocyaninpigmenterne anvendes i små koncentrationer i betonen, vil koncentrationerne af PCB i den færdige beton vil typisk ligge omkring detektionsgrænsen på 0,01 mgPCB_{Total}/kg.

Forekomst af Phthalocyaninblå i beton vurderes ikke at udgøre en generel risiko for mennesker eller miljø.

Titanhvidt
Titanhvidt er et hvidt mineralsk pigment brugt til at fremstille hvid beton. Titanhvidt består af finmalet syntetisk rutil, TiO_2. Titanhvidt har CAS-nr: 13463-67-7 og E-nummer 171 (Yannai, 2005). Titanhvidt er uopløseligt i vand og organiske opløsningsmidler og meget modstandsdygtigt overfor syrer og baser.

Det finder udbredt anvendelse i produkter fra solcreme til farve i fødevarer. Der er jævnfør Bekendtgørelse om tilsætninger mv. til fødevarer. Bekendtgørelse nr. 874 af 01/08/2011, ikke grænser for brugen i fødevarer.

Titanoxid er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 2B som muligt kræftfremkaldende (IARC, 2010). Da titanhvidt imidlertid er godkendt til brug i konsumvarer og yderligere som nævnt ovenfor er tungt opløseligt, vurderes forekomst af titanhvidt i beton ikke umiddelbart at udgøre en risiko for mennesker eller miljø.

Ultramarin
Ultramarin er et blåt svovlholdigt mineralsk pigment, oprindeligt udvundet fra halvædelstenen lapis lazuli, men i dag industrielt fremstillet. Iblandes beton i form af fint pulver. Kemisk formel: $Na_{8-10}Al_6Si_6O_{24}S_{2-4}$. CAS-nr: 57455-37-5, 67053-79-6

Forekomst af ultramarin vurderes ikke at medføre risiko for mennesker og miljø, idet det forekommer i meget begrænsede mængder, er ret stabilt og ikke medfører frigivelse af tungmetaller ved nedbrydning.

2.4.21 Fibre
Der har gennem tiderne været anvendt en lang række fibre til forstærkning af beton; fra plantefibre over fæhår og asbest til moderne kunstige fibre af stål, glas, plast og kul. Asbest er, bl.a. fordi det er kræftfremkaldende, reguleret via en række regelsæt og vil derfor ikke blive behandlet yderligere.

Naturlige organiske fibre fra planter og dyr forekommer vidt udbredt i naturen og er umiddelbart biologisk nedbrydelige, hvorfor de ikke udgør nogen risiko for mennesker og miljø. Stålfibre vil med tiden ruste væk. Ind til det sker, kan de udgøre en vis risiko ved direkte kontakt. Kunstige fibre af plast, glas, stål og kul vil måske på sigt kunne udgøre en risiko ved inhalation af frigivne fibre. Sandsynligheden må dog betegnes som ringe.

Samlet set vurderes det, at forekomst af fibre i nedknust beton ikke udgør nogen væsentlig risiko for mennesker og miljø.

2.4.22 Fluater

Fluater anvendes som accelaratorer, primært i form af natriumfluat, hvor fluor går i forbindelse med silicium under dannelse af kiselgel (Kjær, 1982, AVJ, 2004).

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af uorganiske fluorforbindelser er 20 mg mg/kg. Der er ikke fastsat noget afskæringskriterium (Miljøstyrelsen, 2010b). Forekomst eller udvaskning af fluater i nedknust beton vurderes højst at kunne udgøre en begrænset risiko for mennesker og miljø. Det anbefales, at brug og udvaskning af fluorforbindelser fra knust beton indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.23 Formiater

Formiater er salte af myresyre. Myresyre og formiater forekommer vidt udbredt i naturen og er umiddelbart biologisk nedbrydelige. Forekomst af formiater i nedknust beton udgør derfor ikke nogen generel risiko for mennesker og miljø.

2.4.24 Fosfater

Fosfater anvendes i koncentrationer på op til ca. 1 promille som retardere i beton for at øge afbindingstiden (SIKA, 2014). Fosfater er salte af fosforsyre. Fosfater forekommer vidt udbredt i naturen og er et vigtigt plantenæringsstof. Fosfater kan polymerisere vha. esterbindinger og danne polyfosfater.

Toksikologien for fosfater og polyfosfater er stort set identisk (Schrödter et al, 2006). Forekomst af fosfater i nedknust beton vurderes ikke at kunne udgøre nogen generel risiko for mennesker og miljø.

2.4.25 Iodider

Jod i form af iodider har været anvendt som acceleratorer i beton (Kjær, 1982). Det har ikke været muligt at finde specieringsdata for jod i beton. Jod er et moderat giftigt stof. Dødelig dosis for et voksent menneske opgives til mellem 2 og 4 g (Lyday, 2005). I øvrigt er toksiciteten af jod kun sporadisk beskrevet.

Forekomst af iodider i nedknust beton vurderes muligvis at kunne medføre en risiko for mennesker og miljø, da det ikke kan udelukkes, at de kan udvaskes til grundvandet. Det anbefales, at brugen af iodider i beton/udvaskning af iodid fra beton indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.26 Jernpulver

Jernpulver bruges som gasudviklende stof ved udstøbning af beton. Findelt jern er ustabilt og korroderer hurtigt under optagelse af ilt fra vand, hvorved der frigives brint. Reaktionen forløber i løbet af timer til dage. Jernpulver vil næppe forekomme i nedknust beton. I det omfang der måtte være jernpulver tilbage i betonen vil det gradvist korrodere og blive optaget i jorden uden negative miljømæssige konsekvenser.

2.4.27 Karbonater

Karbonater er salte af kulsyre. Karbonater forekommer vidt udbredt i naturen. Carbonat-ionen og bicarbonationen udgør et vigtigt buffersystem i det akvatiske miljø. Forekomst af karbonater som sådan i nedknust beton vurderes ikke at udgøre nogen risiko for mennesker og miljø. Modionerne til karbonat vil i mange tilfælde indgå i blandt de stoffer, for hvilke det anbefales at undersøge indhold og udvaskning (Kapitel 8).

2.4.28 Kobbersalte

Kobbersalte er anvendt i produktion af beton med det formål at hindre vækst af svampe (Kjær, 1982).

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af kobber er 500 mg/kg med et afskæringskriterium på 1000 mg/kg. I grundvand er kvalitetskriteriet 100 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010b).

Det har ikke været muligt, at kvantificere brugen af kobber i dansk beton, men kobber anvendes formodentligt ikke ret meget, da det kræver meget høje koncentrationer, der svækker den færdige beton (Robinson og Austin, 1951). Da der findes grænseværdier for kobber både i jord, grundvand og overfladevand, bør kobber under alle omstændigheder indgå i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.29 Lignosulfonater

Lignosulfonater anvendes i vidt omfang som vandreducerende superplasticisere og luftindblandende tilsætningsstoffer. Der anvendes mængder på op til 1 vægt % af den mineralske binder.

Lignosulfonater er salte af lignosulfonsyre, der dannes ud fra lignin ved fremstilling af træpulp ved sulfitmetoden. Sammensætningen varierer afhængigt af den anvendte træart. De går i handlen som et brunt, amorft, lugtløst pulver, der danner kolloide opløsninger eller dispersioner med vand. Lignosulfonater er ikke opløselige i organiske opløsningsmidler. I Tabel 7 ses en række ligninsulfonater.

Lignosulfonater anvendes ud over i beton bl.a. også ved støvbinding på grusveje (Gebhart et al, 1996; Theilby, 2005), i foderpiller til kvæg (Alzubaidi, 1999) og som chelatorer for jern, kobber og zink ved gødskning (Chen, 1996). Lignosulfonater anvendes kun i ringe omfang til støvbinding i Danmark (Theilby, 2005), mens forbruget i Sverige i 1995 blev opgjort til ca. 15.000 ton pr år (Alzubaidi, 1999).

I gennemgangen af lignosulfaters påvirkning af miljøet finder Alzubaidi (1999) ikke nogen negative påvirkninger i de mængder, der benyttes ved direkte udvanding på veje. Den typiske udvaskningstid i Sverige lader til at være ca. 6 måneder. Tilstedeværelsen af ler mindsker udvaskningshastigheden betragteligt (Oskarsson, 2007).

TABEL 7 CAS-NUMRE FOR EN RÆKKE LIGNOSULFONATER.

Navn	CAS-nr
Natriumlignosulfonat	8061-51-6
Kalciumlignosulfonat	8061-52-7
Ammoniumlignosulfonat	8061-53-8
Magnesiumlignosulfonat	8061-54-9
Lignosulfonsyre	8062-15-5
Aluminiumlignosulfonat	9066-49-3

Navn	CAS-nr
Chromlignosulfonat	9066-50-6

Lignosulfonater er let omsættelige, naturligt forekommende, ugiftige højmolekylære forbindelser med ringe mobilitet i jord og grundvand (Oskarsson, 2007). Lignosulfonater betegnes som åbenlyst ufarlige (AVJ, 2004).

Det må på den baggrund konkluderes, at forekomst af lignosulfonater i nedknust beton næppe udgør noget væsentligt problem for mennesker og miljø.

2.4.30 Litiumsalte

Se afsnit 2.4.5: Alkalisalte.

2.4.31 Magnesiumpulver

Magnesiumpulver er anvendt som gasudviklende tilsætningsstof i produktionen af beton (Kjær, 1982). Findelt magnesium er ustabilt og korroderer hurtigt under alkaliske forhold ved optagelse af ilt fra det omgivne vand, hvorved der frigives brint. Reaktionen forløber i løbet af timer til dage.

Magnesiumpulver vil derfor næppe forekomme i nedknust beton. I det omfang der måtte være magnesiumpulver tilbage i betonen, vil det gradvist korrodere og blive optaget i jorden uden negative miljømæssige konsekvenser. Forekomst af magnesium i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre et generelt miljømæssigt problem.

2.4.32 Maleinsyreanhydrid

Maleinsyreanhydrid, MA, er blevet anvendt som gasudviklende stof i beton (Kjær, 1982) MA er meget reaktivt og polymeriserer nemt. Det anvendes bl.a. ved produktion af polyester- og acrylharpikser, lak, co-polymerer m.m. (Felthouse et al, 2001; Lohbeck et al, 2005).

I vandige opløsninger hydrolyserer MA til maleinsyre. Giftigheden af MA er derfor til dels bestemt af giftigheden af maleinsyre. MA påvirker slimhinder og øjne meget kraftigt i koncentrationer fra omkring 1,5 mg/kg. LD50 ved oralt indtag ligger mellem 390 mg/kg kropsvægt for marsvin til 2620 mg/kg kropsvægt for kaniner (Lohbeck et al, 2005). MA og maleinsyre regnes i praksis for ugiftigt overfor vandlevende organismer og begge stoffer nedbrydes hurtigt i vand og jord (OECD SIDS, 2007).

Koncentrationen af MA som uafbundet monomer må forventes at være meget lav. Det har ikke været muligt, at finde data vedrørende MA-polymerers langtidsegenskaber, herunder i hvilket omfang de degraderer under afgivelse af monomerer. Med udgangspunkt i stoffernes lave giftighed og hurtige nedbrydning i miljøet vurderes forekomst af MA i beton ikke at udgøre en risiko i forhold til mennesker og miljø.

2.4.33 Mineralolie - kulbrinter

Se afsnit 2.3: Formolier.

2.4.34 Nitrater

Nitrater er anvendt som acceleratorer ved produktion af beton (Kjær, 1982). Forekomst af nitrater i nedknust beton vurderes ikke at udgøre et betydeligt miljømæssigt problem, men det kan ikke umiddelbart udelukkes, at der vil kunne forekomme forøgede koncentrationer af nitrater i grundvand og overfladevand nær store oplag af nedknust beton. Det anbefales derfor, at udvaskning af nitrat fra nedknust beton indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.35 Nitritter

Nitritter er anvendt som korrosionshæmmere i produktion af beton (Kjær, 1982). Det har ikke været muligt, at mængdesætte forbruget af nitritter i beton. Da der kun er få henvisninger i litteraturen til brugen af nitrit, formodes det, at anvendelsen har været begrænset.

Forekomst af nitritter i nedknust beton vurderes på den baggrund ikke at udgøre et generelt miljømæssigt problem. Da det ikke umiddelbart kan udelukkes, at der vil kunne forekomme forøgede koncentrationer af nitrit i grundvand og overfladevand nær store oplag af nedknust beton, anbefales det, at nitrit indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.36 Oxalater

Oxalater er anvendt som acceleratorer i produktion af beton (Kjær, 1982). Oxalater er salte af oxalsyre, en kortkædet organisk syre, der forekommer vidt udbredt i naturen. Oxalater danner tungt opløselige salte med bl.a. calcium. Calciumoxalat har således en opløselighed på 6,1 mg/l (Lide og Haynes, 2010).

På baggrund af oxalaternes store naturlige udbredelse og lave opløselighed vurderes forekomst af oxalater i nedknust beton ikke at udgøre nogen risiko for mennesker og miljø.

2.4.37 Paraformaldehyd

Paraformaldehyd er anvendt som accelerator i beton (Herholdt, 1985) og indgår i en række polykondensater med melamin, se afsnit 2.57: Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater og afsnit 2.58: Sulfonerede naftalenforbindelser.

Paraformaldehyd består af små kæder af polymeriseret formaldehyd, også benævnt formalin, på mellem 8 og 100 enheder. Ved tilstedeværelse af vand reformerer kæderne, og der vil således til stadighed være en vis mængde formaldehyd i opløsning (Reuss, 2005). Der kendes ikke noget til reaktionskinetikken i beton.

Formaldehyd nedbrydes relativt let i miljøet med halveringstider på timer til dage i jord og overfladevand og uger i iltet grundvand (Howard, 1991). Formaldehyd er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 1 som kræftfremkaldende overfor mennesker (IARC, 2006). Kvalitetskriteriet for formalin i jord er 75 mg/kg. Der er ikke fastsat noget afskæringskriterium (Miljøstyrelsen, 2010b).

Med udgangspunkt i kvalitetskriteriet for jord og det faktum, at stoffet er forholdsvis let nedbrydeligt, vurderes det, at forekomst af formaldehyd stammende fra paraformaldehyd næppe vil kunne udgøre en risiko overfor mennesker og miljø. Da der findes et jordkvalitetskriterium for formalin, indgår stoffet dog i bruttolisten (Tabel 44 og Tabel 45) over stoffer, der bør indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.38 Plastikkugler

Plastikkugler anvendes i beton som luftindblandende middel og til at mindske massefylden (Kjær, 1982; AVJ, 2004). Der er ikke angivelser af hvilke plasttyper, der er anvendt til kuglerne. Forekomst af plastikkugler i nedknust beton udgør næppe nogen risiko for mennesker og miljø, men må formodes at kunne udgøre et æstetisk problem.

2.4.39 Polyakrylat

Se afsnit 2.4.2: Akryl- og polyakrylforbindelser.

2.4.40 Polycarboxylæther

Polycarboxylæther anvendes som superplastificeringsmiddel ved fremstilling af beton i mængder på mellem 2 og 5 kg per ton cement og pozzolan (BASF, 2007b). Polycarboxylæther er en polymer opbygget med methoxy-polyethylenglycolcopolymer som sidekæder på en hovedkæde af methacrylsyrepolymer (Planck et al., 2008). Der er ikke nærmere oplysninger om, hvilke produkter der er anvendt, og heller ikke om den langvarige stabilitet i nedknust beton.

Der vides ikke meget om de miljømæssige forhold omkring polycarboxylæther. BASF (2011) anfører, at stoffet i praksis ikke er giftigt efter enkelteksponering, og at stoffets struktur ikke giver anledning til at antage, at det virker irriterende på hud og slimhinder eller er allergent. Der er ikke noget i stoffets opbygning der indikerer, at stoffet er carcinogent, genotoksisk eller skader forplantningsevnen eller fostre. Det anføres videre, at stoffet sandsynligvis ikke er let nedbrydeligt (BASF, 2011).

Med udgangspunkt i ovenstående forventes det ikke, at polycarboxylæther vil udgøre en væsentlig risiko for mennesker og miljø i forbindelse med anvendelse af knust beton.

2.4.41 Polyethylenglycol

Se afsnit 2.4.40: Polycarboxylæther.

2.4.42 Polyethylenoxider

Polyethylenoxider er anvendt i beton som pumpeforbedrende stoffer (Kjær, 1982). Polyethylenoxider er polymerer af ethylenoxid. Det har ikke været muligt at finde yderligere data vedrørende brug af polyethylenoxider i dansk beton.

Forekomst af polyethylenoxider i beton vurderes kun i begrænset omfang at kunne udgøre en risiko i forhold til mennesker og miljø, så længe der ikke forekommer oligo- og monomerer. Det anbefales, at der om muligt tilvejebringes oplysninger om indhold og måske udvaskning af oligo- og monomerer fra nedknust beton med henblik på en eventuel mere kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.43 Polyfosfater

Se afsnit 2.4.24: Fosfater.

2.4.44 Polyftalater

Polyftalater er anvendt i beton som skumdæmpende middel (Kjær, 1982; Berge, 2000). En række ftalater er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a). Miljøstyrelsen har foreslået nedenstående grænseværdier for ftalater i jord (Tabel 8).

TABEL 8 FORSLAG TIL DANSKE GRÆNSEVÆRDIER FOR UDVALGTE FTALATER I JORD OG DRIKKEVAND.

Stof	Foreslået grænseværdi (Jensen et al, 1997)	Foreslået grænseværdi (Nielsen et al, 1995)
DEHP	1,0 mg/kg	25 mg/kg / 2 µg/l
DiOP	1,0 mg/kg	-
DnOP	1,0 mg/kg	-
DBP	0,1 mg/kg	-
DEP	0,1 mg/kg	-
DMP	0,1 mg/kg	-
		250 mg/kg / 20 µg/l for sum af andre ftalater end DEHP

Ftalater kan også forekomme som sekundær forurening i beton og tegl, se Afsnit 4.5, Ftalater.

Det har ikke været muligt at finde yderligere data vedrørende brug af polyftalater i dansk beton. Der kan derfor ikke udføres en kvalificeret vurdering af risikoen. Derfor anbefales det, at brugen og forekomst af polyftalater og ftalater i beton undersøges nærmere med henblik på en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.45 Polyhalogenerede forbindelser

Polyhalogenerede forbindelser har været anvendt i beton til hindring af svampevækst (Kjær, 1982). Det har ikke været muligt at finde data vedrørende brug af polyhalogenerede forbindelser i dansk beton. Der kan derfor ikke udføres en kvalificeret vurdering af risikoen. Det anbefales, at der i forbindelse med overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton gøres et forsøg på om muligt at fremskaffe sådanne data.

2.4.46 Polyhydroxycarboxylsyrer

Polyhydroxycarboxylsyrer anvendes i beton som retarderende, plastificerende og superplastificerende stoffer (Kjær, 1982). Det har ikke været muligt at finde yderligere data om brug af polyhydroxycarboxylsyrer i dansk beton og der kan ikke udføres en kvalificeret vurdering af risikoen. Det anbefales, at der i forbindelse med overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton gøres et forsøg på om muligt at fremskaffe sådanne data.

2.4.47 Polyvinylacetat, PVA

PVA anvendes i beton til at forbedre klæbeevnen (Herholdt et al., 1985). PVA kendes også som hvid snedkerlim.

Der er ikke indikationer på at PVA, hverken som monomer eller polymer, er giftigt ved indtagelse. Det anvendes således i fremstillingen af tyggegummi (Rinno, 2005). PVA omsættes hurtigt i jorden, med halveringstider på ca. 60 timer for hydrolyse og ca. 12 timer for biologisk nedbrydning (ATSDR, 1992). Tilsvarende tider er gældende i overflade og grundvand. Forekomst af PVA i nedknust beton vurderes derfor ikke at medføre en risiko for mennesker og miljø.

2.4.48 Silikater

Silikater i form af f.eks. natriumsilikat, vandglas, anvendes i beton som acceleratorer (Kjær, 1982). Silikater er en af de hovedansvarlige stofgrupper for afhærdningen af beton, idet de går i forbindelse med bl.a. calciumhydroxid.

Forekomst af silikater i nedknust beton vurderes ikke at udgøre nogen risiko for mennesker og miljø fordi de indgår i betonmatricen, og fordi de ved en eventuel udvaskning indgår i jordens naturlige silikatkredsløb.

2.4.49 Silikoner

Silikoner anvendes i beton som skumdæmpere og klæbeforbedrende stoffer (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985). Der er ikke oplysninger om hvilke silikoner, der er anvendt i produktionerne. Årsagen til, at silikoneforbindelserne virker skumdæmpende og forbedrer klæbeevnen, er deres tendens til at polymerisere. Silikoner har generelt lav vandopløselighed.

Silikoner er generelt meget lidt giftige og selv høje enkeltdoser giver sjældent anledning til negative effekter på de udsatte individer. Kronisk udsættelse for silikoner kræver meget høje doser og direkte injektion for at opnå negative effekter (Moretto et al., 2005). Forekomst af silikoner i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre nogen risiko for mennesker og miljø.

2.4.50 Styren-butadien-forbindelser

Styren-butadien-forbindelser, SB, har været anvendt som klæbeforbedrende stoffer (Kjær, 1982). SB er en gruppe af organiske polymerer dannet af monomerer af styren og butadien (James og Castor, 2005). Der er ikke nærmere oplysninger om, hvilke produkter der er anvendt, herunder heller ikke om stabiliteten på længere sigt i nedknust beton.

Styren er let giftigt med oral LD_{50} for rotter på 500 - 5000 mg/kg kropsvægt (James og Castor, 2005). Butadien er en gas under normale omstændigheder, med en lav akut toksicitet (Grub og Löser, 2005). Forekomst af SB i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre nogen generel risiko for mennesker og miljø. Da der imidlertid findes både et jordkvalitetkriterium og et grundvandskvalitetskriterium for styren, vurderes det, at de i hvert fald indledningsvis bør indgå i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.51 Sukkerstoffer

Sukkerstoffer, eller kulhydrater, anvendes i beton som retardere (Kjær, 1982). Forekomst af sukkerstoffer i nedknust beton vurderes ikke at udgøre et generelt miljømæssigt problem.

2.4.52 Sulfater

Sulfater er anvendt i produktionen af beton som acceleratorer og i form af calciumsulfat (gips) som retarder (Kjær, 1982).

Det kan ikke umiddelbart udelukkes, at der vil kunne forekomme forøgede koncentrationer af sulfat i grundvand og overfladevand nær store oplag af nedknust beton. Sulfat kan også forekomme som udefra kommende forurening af dårligt sorteret betonaffald (i form af gips). Da der findes grænseværdier for sulfat i grundvand og fersk overfladevand, bør sulfat indgå i en eventuel undersøgelse af stofudvaskningen fra dansk knust beton.

2.4.53 Sulfitter

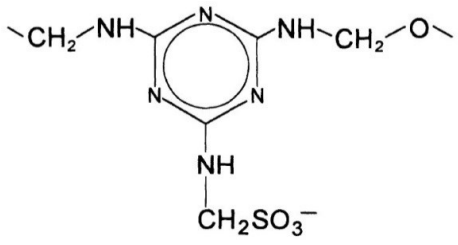
Sulfitter er anvendt i produktionen af beton med henblik på at hæmme korrosionen af armeringsjern (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985).

Sulfitter betegnes som åbenlyst ufarlige (AVJ, 2004). Sulfitten vil forholdsvis hurtigt blive oxideret til sulfat. Forekomst af sulfitter i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre et generelt sundhedsmæssigt problem. Det kan ikke umiddelbart udelukkes, at der vil kunne forekomme forøgede koncentrationer af sulfit og følgelig sulfat i grundvand og overfladevand nær store oplag af nedknust beton.

2.4.54 Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater

Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater, SMFK, anvendes bredt i beton som retarderende, superplastificerende og luftindblandende stoffer (Kjær, 1982, Herholdt et al., 1985).

SMFK er en polymer, eller kondensat, af sulfoneret melamin og formaldehyd (se Figur 1).



FIGUR 1 BASISENHEDEN I SULFONEREDE MELAMIN-FORMALDEHYDKONDENSAT. EFTER (TAYLOR, 1997).

Ved laboratorieundersøgelser af udsivningen af organiske tilsætningsstoffer fra injektionsmørtel fandt Yamamoto et al. (2008) et indhold af organisk kulstof, TOC, på mellem 10 og 15 mg/l. Stofferne stammende primært fra de anvendte plastificeringsmidler, herunder SMFK. Der blev kun konstateret forekomst af mono- og dimerer af de anvendte superplastificerende stoffer. Savage og Benbow (2007) anfører, at koncentrationen af de plastificerende stoffer i porevand omkring beton vil ligge på ca. 10^{-5} M.

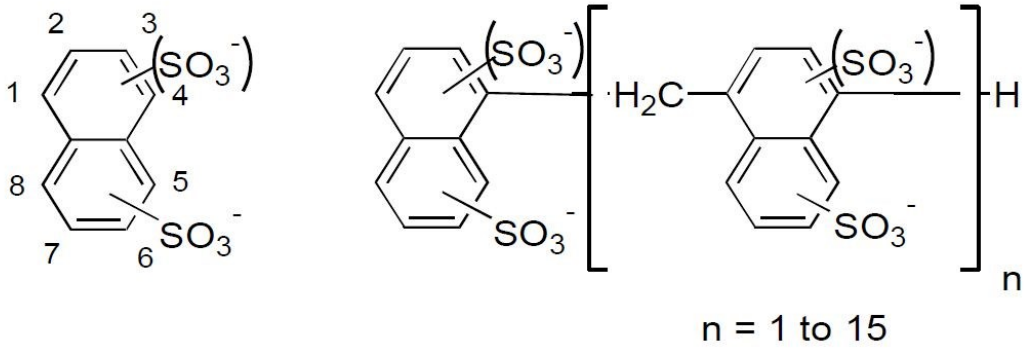
Det har ikke været muligt at finde yderligere data vedrørende SMFKs indvirken på mennesker og miljø, herunder information om stabiliteten af polymererne på længere sigt.

Formaldehyd er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 1 som kræftfremkaldende overfor mennesker (IARC, 2006). Formaldehyd, se afsnit 2.40, er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a). Det anbefales eventuelt at analysere for indhold af sulfonerede melamin-formaldehydkondensater, såfremt der gennemføres en undersøgelse af dansk nedknust beton.

2.4.55 Sulfonerede naftalenforbindelser

Sulfonerede naftalenforbindelser, SN og deres sulfonerede naftalenformaldehydkondensater, SNFK, anvendes bredt i beton som retarderende, superplastificerende og luftindblandende stoffer (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985), se Figur 2. Forbruget i Danmark kendes ikke, men på verdensplan anvendes omkring 150.000 tons/år i byggebranchen. En tilsvarende mængde anvendes i tekstilindustrien (Ruckstuhl 2001).

SN anvendes i koncentrationer på mellem 0,1 og 1 % w/w af cementindholdet (Mena Chemicals Industries Co. Ltd).



FIGUR 2 STRUKTURFORMLER FOR SULFONERET NAPHTHALEN-FORMALDEHYDE-KONDENSAT (SNFK). EFTER (RUCKSTUHL, 2001).

Der er kun lidt viden om SNFKs virkninger på miljøet. Stofferne har meget lave pKa-værdier, <1, og er fuldstændig deprotonerede i vandig opløsning, med en høj vandopløselighed til følge. De har lave Kow-værdier, < -1, og bioakkumulerer derfor næppe, men må forventes at være meget mobile i akvatiske systemer.

Stofgruppen har ikke noget CAS-nr. og er ikke registreret som miljøfarligt i henhold til det Svenske Kemikalieinspektorat (Cementa AB, 2009). Generelt har aromatiske sulfonater en lav toksicitet og udskilles hurtigt på grund af deres hydrofile karakter. LD50 værdier for rotter angives at være højere end 5000 mg/kg legemsvægt (baseret på tørstof) og LC50-værdier for fisk (regnbueørred) var mellem 100 og 500 mg/l (Ruckstuhl, 2001). Cementa (2009) angiver oral LD50-værdi for rotter på 3.800 mg/kg legemsvægt og EC50/48 h > 200 mg/l for Daphnia magna. Sulfonaterne viser ingen

mutagene eller kræftfremkaldende effekter. Det blev generelt konstateret, at monosulfonerede naftalener er let bionedbrydelige, mens disulfonerede naftalener nedbrydes langsomt eller slet ikke (Ruckstuhl, 2001). Der vides stort set ikke noget om nedbrydningen af oligomererne (Ervanne og Hakanen, 2007) og det må formodes, at SNFK-oligomerer stort set kan betragtes som ikke-nedbrydelige. De nedbrydelige sulfonerede naftalener metaboliseres helt og der dannes ikke persistente nedbrydningsprodukter (Ruckstuhl, 2001).

Schwoerer et al. (2000) fandt oligomerer af SNFK på op til 7 enheder i afløbsvand fra en byggeplads og citerer en upubliceret kilde for fund af høje koncentrationer af små oligomerer i ferskvand. Hakanen og Ervanne) 2006 fandt ved ekstraktionsforsøg, at mere end 70 % af den tilsatte SNFK er irreversibelt bundet til betonen. Forfatterne beretter, at denne værdi er ca. en faktor 2 højere end hvad der er fundet ved andre tilsvarende arbejder.

Ved laboratorieundersøgelser af udsivningen af organiske tilsætningsstoffer fra injektionsmørtel fandt (Yamamoto et al, 2008) et indhold af organisk kulstof, TOC, på mellem 10 og 15 mg/l. Stofferne stammende primært fra de anvendte plastificeringsmidler.

Nedknust naftalenholdig beton kan virke som kilde til naftalen i grundvand i lang tid efter det er lagt ud. Tiruta-Barna(2006) fandt ved test over flere år, at afgivelsen af nafthalen fra naftalenholdig beton falder ca. 2 størrelsesordner i løbet af det første år, hvorefter afgivelsen stabiliseres med kun svagt faldende tendens.

Formaldehyd er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 1 som kræftfremkaldende overfor mennesker (IARC, 2006). Både formaldehyd, se afsnit 2.40, og naftalen, er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a).

Miljøstyrelsens har ikke sat noget kvalitetskriterium for forekomst af naftalen i jord, i grundvand er kvalitetskriteriet 1 µg/l og i indeluft 40 µg/m^3. Kvalitetskriteriet for formalin i jord er 75 mg/kg (Miljøstyrelsen, 2010b).

Sulfonerede naftalenforbindelser må på baggrund af den høje vandopløselighed og lave K_{ow}-værdi formodes, at have en relativt høj mobilitet i jord og må betragtes som moderat nedbrydelige i jord og vand. Deres akutte toksicitet er lav, men der vides kun lidt, om noget, om eventuelle langtidseffekter. Det må på den baggrund konkluderes, at det ikke på det foreliggende grundlag kan afvises, forekomst af sulfonerede naftalenforbindelser i nedknust beton, kan udgøre et problem for mennesker og i særlig grad vandmiljøet. Det anbefales, at udvaskning af naftalen, formalin og sulfonerede naftalenforbindelser fra nedknust beton undersøges nærmere med henblik på en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.56 Tensider

Tensider anvendes bl.a. som luftindblandingsstof ved produktion af beton i koncentrationer op til ca. 0,5 kg pr ton cement + pozzolan (BASF, 2007a). Tensider omfatter som gruppe en meget lang række enkeltstoffer, hvis eneste fællestræk er, at de er opløselige i vand og nedsætter vandets overfladespænding. Generelt oplyser producenterne ikke hvilke tensider, der anvendes i produkterne.

Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterium for forekomst af tensider (LAS, AOS, AS) er 1500 mg/kg jord, og grundvandskriteriet er 100 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010b).

Det er ikke muligt, at vurdere i hvilket omfang forekomst af tensider i nedknust beton udgør en risiko for mennesker og miljø. Det anbefales, at indhold og/eller udvaskning fra nedknust beton eventuelt undersøges nærmere for at kunne gennemføre en kvalificeret vurdering af risikoen.

2.4.57 Thiocyanater

Uorganiske thiocyanater eller rhodanider, der er salte af thiocyansyre, H-S-C ≡ N, har været anvendt som acceleratorer i beton i Danmark (AVJ, 2004), se Tabel 9. I Storbritannien har thiocyanater været anvendt siden halvfjerdserne (CAA, 2006). Natriumthiocyanat har i mange lande erstattet calciumchlorid som accelerator (van Hoek, 2006).

Typisk anvendes thiocyanater i koncentrationer på op til 2,8 % W/W af cementindholdet i betonen, omtrent svarende til mellem 5 og 15 kg pr ton beton (BASF, 2007). En svensk undersøgelse har vist, at thiocyanater udvaskes fra beton efter afbinding (Andersson og Strömvall, 2001) med en hastighed svarende til ca. 6 % af den tilsatte mængde det første år for derefter at aftage gradvist. Undersøgelsen konkluderer, at udvaskningen risikerer at medføre skader på specielt fisk. Der er set dødelige skader på fiskeæg ned til koncentrationer på 1,3 mg thiocyanat pr liter vand. For mennesker er laveste dødelige dosis af thiocyanater 50 – 80 mg/kg legemsvægt (Miljøstyrelsen, 2002).

TABEL 9 CAS-NUMRE FOR FORSKELLIGE THIOCYANATER ANVENDT I BETON

Stof	CAS-nummer	Kemisk formel
Natriumthiocyanat	540-72-7	NaSCN
Kaliumthiocyanat	333-20-0	KSCN
Calciumthiocyanat	2092-16-2	Ca(SCN)2

I forhold til voksne fisk og det terrestriske dyreliv udgør thiocyanaterne en risiko, idet de påvirker væksthormonerne fra skjoldbruskkirtlen. Thiocyanater er også giftige overfor planter (Andersson og Strömvall, 2001). Thiocyanater er biologisk nedbrydelige omend nedbrydningsraten falder ved høje koncentrationer på mere end 36 mg-SCN/liter vand (van Hoek, 2006).

Miljøstyrelsen har ikke fastsat grænseværdier for thiocyanater i jord og grundvand i Danmark. Thiocyanater må på baggrund af den høje vandopløselighed og lave K_{ow}-værdi formodes at have en relativt høj mobilitet i jord og må betragtes som moderat nedbrydelige i jord og vand. Deres akutte toksicitet varierer meget fra art til art og der vides kun lidt om mulige langtidseffekter. Det må på den baggrund konkluderes, at forekomst af sulfonerede naftalenforbindelser i nedknust beton, kan udgøre et problem for mennesker, dyr og planter, herunder i særlig grad for vandmiljøet. Det anbefales, at en eventuel udvaskning af thiocyanater indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton.

2.4.58 Vinsol-resin

Vinsol-resin er et varemærke under Pinova Inc. i USA (Pinova Inc.2010). Det dækker over harpiks stammende fra delvist udrådnede stød af fældede nåletræer (Fiebach, 2005). Produktet anvendes som plastificerende og luftindblandende stof. Denne type harpiks har CAS-nr: 8050-09-7.

Vinsol-resin er ikke, som ellers oplyst i (AVJ, 2004), optaget på listen over farlige stoffer (Miljøstyrelsen, 2012). Andersson og Strömvall (2001) finder i en undersøgelse, at enkeltstoffer fra harpiksbaserede produkter som Vinsol-resin vaskes ud fra betonen med hastigheder på ca. 10 % af det tilbageværende materiale pr halvår.

Forekomst af Vinsol-resin i nedknust beton vurderes derfor ikke at udgøre et generelt miljømæssigt problem eller nogen risiko for mennesker.

2.4.59 Voksemulsioner

Voksemulsioner er vandige opslæmninger af voks. De anvendes til at tætne betonen mod indtrængen af vand (Kjær, 1982). Voks er en fællesbetegnelse for såvel naturligt forekommende som kunstigt fremstillede højmolekylære organiske stoffer, der er mere eller mindre formbare ved stuetemperatur. De består af langkædede kulbrinter (paraffiner), alkoholer, estere m.v.

Både naturlige og syntetiske voksarter har meget lav giftighed med LD_{50}-værdier på > 5000 til > 50.000 mg/kg (Wolfmeier, 2005). Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af voks baseret på langkædede kulbrinter er 100 mg/kg jord, grundvandskriteriet er 9 µg/l (Miljøstyrelsen, 2014). På baggrund af deres meget lave giftighed, store molekylstørrelse og lave vandopløselighed må det vurderes, at forekomst af voks i nedknust beton næppe medfører risiko for mennesker og miljø.

2.4.60 Zinkpulver

Zinkpulver er anvendt som gasudviklende tilsætningsstof i produktionen af beton (Kjær, 1982; Herholdt et al., 1985).

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for forekomst af zink i jord er 500 mg/kg, i grundvand er kvalitetskriteriet 100 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010b). Der kan også være andre kilder til et indhold af zink i knust beton, og det bør sikres, at de nævnte grænseværdier overholdes i forbindelse med genanvendelse/nyttiggørelse af knust beton.

2.4.61 Æthersulfater

Se afsnit 2.4.56: Tensider.

3. Forekomst af forurenende stoffer i tegl

3.1 Introduktion

Teglsten har været anvendt til byggeri i Danmark siden midten af 1100-tallet. Fra introduktionen og frem til midten af det tyvende århundrede blev tegl gradvist det altdominerende byggemateriale. Tegl består af brændt ler, omend der i nogle produkter har været tilsat sand. Afhængig at lertype og den anvendte brændingsteknik kan de færdige sten fremstå fra lyst gule til næsten sorte. Tegl er særdeles vejrbestandigt og nedbrydes kun langsomt i jorden på grund af den delvise opsmeltning og sintring af lermineralerne, som brændingen forårsager.

3.2 Mineralogi og indholdsstoffer

Fælles for næsten alle former for tegl er at de er baseret på ler og til dels kvartssand, det vil sige kraftigt forvitrede og udvaskede materialer. Selv om de enkelte lertypers indhold af tungmetaller og andre miljøproblematiske stoffer varierer som funktion af udgangsmineraler og udvaskningsgrad, er indholdet i ler generelt lavt i Danmark (Jensen et al., 1996). Hovedbestanddelene i ler er kiselsyre og aluminiumoxid med vekslende indhold af jernoxid og kalciumcarbonat (se Tabel 10).

TABEL 10 TYPISK MINERALSAMMENSÆTNING AF TEGLVÆRKSLER I DANMARK GENGIVET EFTER (FALK, C. OG J. KREJBJERG, 1991).

Mineral	Rødbrændende ler	Gulbrændende ler
Kiselsyre (SiO_2)	63,2 %	49,6%
Aluminiumoxid (Al_2O_3)	17,9%	14,2%
Jernoxid (Fe_2O_3)	7,1%	5,1%
Kalciumcarbonat ($CaCO_3$)	0,5%	19,8%
Magniumoxid (MgO)	1,3%	1,4%
Alkalioxider (Na_2O,K_2O)	2,9%	2,9%
Kemisk bundet vand og organiske stoffer	7,1%	7,0%

Der er kun i begrænset omfang tradition for at tilsætte hjælpestoffer til leret før brænding. Undtagelsen herfra er bariumsalte til binding af sulfat i råleret og manganoxid til gennemgående brunfarvning af den færdigbrændte sten. Strunge et al. (1993) anfører, at der også i et vist omfang anvendes plastificerende og superplastificerende stoffer af samme typer, som dem der anvendes i betonproduktionen. Disse stoffer er hovedsageligt organiske og vil i alt væsentligt blive forbrændt under teglbrændingen.

Brændingen af leret, der typisk finder sted under oxiderende forhold, medfører i vidt omfang at mineralerne undergår en delvis opsmeltning, rekrystallisering og sintring, der yderligere er medvir-

kende til at immobilisere metaller, et forhold Weng et al. (2003) beskriver i forbindelse med forsøg på at anvende spildevandsslam i produktionen af teglsten.

Eventuelle organiske forbindelser, der var til stede i leret før brænding, forbrændes fuldstændigt under brændingen, der typisk finder sted ved 900 – 1100 ^{0}C. Dette gør sig også gældende for tørv og savsmuld, der i en del tilfælde har været tilsat leret før brænding med det formål at gøre den færdige sten lettere og give den bedre isoleringsevne.

3.3 Produktion og import

Siden teglstenens indtog i Danmark har langt hovedparten af de anvendte sten været fremstillet lokalt, dog har der allerede fra renæssancen været import af teglsten fra bl.a. Tyskland og Nederlandene til prestigebyggerier (Falk og Krejbjerg, 1991).

I forbindelse med industrialiseringen og jernbanens indførelse indledtes en vis import af serieproducerede færdigbrændte teglprodukter, men andelen har næppe på noget tidspunkt frem til anden verdenskrig oversteget ca. 5 %.

I 1920 udgjorde importerede teglprodukter således i følge Glahn (1941 & 1952), ca. 5 % af det samlede forbrug faldende til næsten ingenting i perioden frem til efter anden verdenskrig i 1950. I 1976 udgjorde importerede sten udgør mindre end 0,5% af det samlede salg af teglsten. En markant undtagelse er tagsten, hvor de importerede sten udgør ca. 50 % af det samlede forbrug (Strunge et al., 1990).

Siden teglproduktionen i følge Falk og Krejbjerg (1991) toppede i perioden 1960-70, er den danske produktion faldet meget, og andelen af importeret tegl er steget markant.

Det har ikke været muligt at indhente oplysninger om den mineralogiske sammensætning af importerede teglmaterialer.

3.4 Alternative indholdsmaterialer i tegl

Da der til stadighed er behov for ny teglsten, og fremstillingsprocessen samtidig tillader et ret vidt udvalg af udgangsmaterialer, har der gennem mange år været eksperimenteret med at nyttiggøre en lang række restprodukter og affaldsfraktioner ved at inkorporere dem i teglstenene.

Hasholt et al. (2003), beskriver således i et litteraturstudie for Miljøstyrelsen muligheder for at genanvende farvet glas i beton og tegl. Nielsen et al. (1993), beskriver i et andet projekt, ligeledes udgivet af Miljøstyrelsen, muligheder for anvendelse af slam i teglproduktionen. Dondi et al. (2009) har undersøgt mulighederne for at anvende nedknuste billedrør fra PC-skærme og fjernsyn med højt indhold af bly, strontium og barium.

Teknologisk Institut(1999) fandt ikke anvendelse af følgende fraktioner på danske teglværker, omend enkelte fraktioner havde været afprøvet i pilotskala: Blæse- og støbesand, glas, vandværksslam, mineraluld, blegejord, spildevandsslam, flyveaske, papirreject, ler fra anlægsarbejder, havneslam, oliesand, sukkerroejord, slam fra grusgrave, polystyren og polystyrenaffald, slagge fra produktion af stål, galvaniseringsslam, garverislam og materialer fra røggasrensning ved affaldsforbrænding og teglværker.

3.5 Anvendte tilsætningsstoffer

3.5.1 Mangan

Manganoxid anvendes som farvestof i tegl. Falk og Krejbjerg(1991) anfører, at der anvendes ca. 1-1,5 vægt % manganoxid til fremstilling af "moccasten" baseret på rødler og op til ca. 5 % vægt i grålige sten baseret på blåler.

Miljøstyrelsen (2000) opgiver det samlede forbrug af manganoxid i teglindustrien til ca. 260 tons om året. Produktionen udgør ca. 2 % af den samlede produktion af mursten.

Mangan er et vigtigt plantenæringsstof, der forekommer naturligt i mineraljorden i Danmark i koncentrationer på 60 -700 mg/kg jord, (Landbrugets Rådgivningscenter, 2002), og må i en del tilfælde tilføres jorden for at undgå mangelsygdomme i afgrøderne. Der findes dog et kvalitetskrav for overfladevand på 150 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010c). Det vurderes på den baggrund, at udvaskningen af mangan fra bør indgå i en eventuel undersøgelse af dansk nedknust tegl til genanvendelse.

3.5.2 Barium

Barium anvendes i form af bariumcarbonat og bariumchlorid til binding af sulfat i råleret. Miljøstyrelsen (2000), anfører, at koncentrationen er mindre end 0,1 % vægt.

Bariumsalte er generelt let til moderat opløselige, med undtagelse af bariumsulfat, der i praksis er næsten uopløseligt under iltede forhold. Det er ikke afklaret, i hvilket omfang barium indsmeltes i teglstenen under brænding.

For barium findes der både et jordkvalitetskrav på 100 mg/kg (Miljøstyrelsen, 2010b) og kvalitetskrav for overfladevand på 9,3 µg/l for ferskvand og 5,8 µg/l for marine områder (Miljøstyrelsen, 2010c). Det vurderes på den baggrund, at indhold og/eller udvaskning af barium bør indgå i en eventuel undersøgelse af dansk nedknust tegl til genanvendelse.

3.6 Samlet oversigt over miljøproblematiske stoffer i tegl

Samlet set har det ikke været muligt med udgangspunkt i information om produktionen at identificere forekomst af andre potentielt miljøproblematiske stoffer i uglaserede teglsten i Danmark end mangan og barium. I kapitel 6 er der vist data fra undersøgelser af indhold og udvaskning af en række stoffer fra knust tegl.

4. Sekundære stoffer i beton og tegl

4.1 Indledning

Sekundære stoffer i beton betegner de stoffer, der ikke direkte indgår i fremstillingen af beton, men som senere er trængt ind i betonen udefra. Eksempler er tjærestoffer, PAH'er fra røg i en skorsten, olie fra oliespild ved fx værksted eller oliefyr, klorerede opløsningsmidler fra fx affedtning af metalemner eller renseridrift, eller blødgøringsmidler fra bløde fuger.

De sekundære stoffer udgør et eget problem ved håndtering af bygningsmaterialerne på pladsen, da de ofte optræder meget lokalt og i høje koncentrationer.

Tilstedeværelsen af sekundære stoffer vil ofte ikke blive afdækket ved en generel undersøgelse af beton og tegl alene på grundlag af information om produktionen. Derimod vil der som regel være fokus på netop disse stoffer i forbindelse med screening, kortlægning og selektiv nedrivning ved renovering eller fjernelse af bygninger. En systematisk afklaring af de sekundære stoffers tilstedeværelse må baseres på brugen af den undersøgte beton, f.eks., som skorsten med mulighed for optag af tjærestoffer, eller placeringen af andre materialer i kontakt med betonen, i form af f.eks. en blød fuge, der kan have afgivet blødgøringsmiddel til den underliggende beton.

4.2 PCB

PCB, en forkortelse for PolyChlorerede Biphenyler, har på grund af sin store kemiske stabilitet, lave brændbarhed, gode smøreegenskaber m.v. fundet vidtstrakt anvendelse indenfor stort set alle dele af samfundet i perioden 1955 til ca. 1977, hvor brugen i åbne anvendelser, som maling, fuger, kit m.v. blev forbudt. Selv om stofferne i princippet ikke indgår i dette projekt, er PCB alligevel medtaget af hensyn til helhedsoverblikket.

I byggeriet er PCB bl.a. blevet anvendt som blødgører i maling og fuger, i kondensatorer og ballaster i lysstofrør, elastiske fuger, maling, lim, forsegling af termoruder m.m.

PCB omfatter en gruppe på 209 chlorholdige enkeltstoffer, kaldet congenerer, hvis molekylevægt, damptryk m.v. varierer kraftigt. PCB er semivolatile, det vil sige, at stofferne har lave damptryk og kun fordamper langsomt. Fordampningen har imidlertid vist sig at være stor nok til at medføre forurening af indeklimaet i mange bygninger, hvor der er anvendt PCB. PCB har også vist sig at kunne forurene andre materialer i de bygninger, hvor det er anvendt. Spredningen sker både ved diffusion ind i de tilstødende materialer fra de materialer, hvor PCB oprindeligt er brugt og via udfældning af fordampet PCB.

Man skelner således mellem tre materialegrupper med indhold af PCB:

- Primært kontaminerede materialer, der er de materialer, hvor man oprindeligt har anvendt PCB. Koncentrationerne kan nå op på ca. 30 % PCB, svarende til 300.000 mg/kg. PCB'en findes normalt jævnt fordelt i materialet.

- Sekundært forurenede materialer, der er de materialer, ind i hvilke PCB er diffunderet fra de primære materialer. Koncentrationerne kan nå op på 10.000 – 15.000 mg/kg. I enkelte tilfælde højere. De højeste koncentrationer findes normalt ved overgangen til det primært kontaminerede materiale og falder kraftigt over en afstand på 2-5 cm.

- Tertiært forurenede materialer, der er de materialer, der er blevet forurenet ved udfældning af PCB fra luften. Koncentrationerne kan nå op på ca. 2000 mg/kg. Koncentrationen er typisk højest i overfladen og falder kraftigt i løbet af få mm.

PCB er medtaget på Københavns kommunes faktaark om kortlægning af miljøfarlige stoffer i bygninger før renovering og nedrivning (CFM og Trap, 2012c).

Grænsen for farligt affald for PCB er 50 mg/kg, svarende til 0,05 %. (CFM og Trap, 2012a). PCB er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 2A som sandsynligvis kræftfremkaldende. Der er ikke fastsat kvalitetskriterier for jord og grundvand. PCB er opført på Stockholmkonventionens liste over stoffer, de underskrivende lande forpligter sig til at fjerne og destruere (Bekendtgørelse af Stockholmkonventionen af 22. maj 2001 om persistente organiske miljøgifte. BKI nr. 29 af 14/10/2004).

Forekomst af PCB i beton og tegl vurderes på baggrund af den udstrakte forekomst og store giftighed, at kunne udgøre et potentielt problem for mennesker og miljø i forbindelse med anvendelse af materialerne på knust form. Det anbefales derfor, at PCB indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton og tegl

4.3 Bitumen

Bitumen har været anvendt som tætnende stof ved overfladebehandling af beton. Bitumen anvendes også som binder af de mineralske fraktioner i vejasfalt og i tagpap. Bitumen, eller asfalt, der er betegnelsen for naturligt forekommende bitumen, stammer fra råolie, hvor de lettere fraktioner er fordampet, enten naturligt eller ved destillation. Bitumen består langt overvejende af langkædede n- og iso-alkaner, med et lavt indhold af NSO-forbindelser. Vandopløselighed, damptryk og generel mobilitet er meget lav.

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for langkædede kulbrinter i jord i størrelsesfraktionen C_{20} – C_{35} er 100 mg/kg (Miljøstyrelsen, 2010c). I grundvand er kvalitetskriteriet for kulbrinter 9 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010c). I det omfang overfladebehandlingen fjernes fra beton før nedrivning og knusning, vurderes forekomst af bitumen i nedknust beton, at udgøre en meget begrænset risiko for mennesker og miljø på grund af den lave mobilitet og ringe vandopløselighed. Se også afsnit 5.3.

4.4 PAH - Stenkulstjære

PAH, Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner, eller tjærestoffer, er en meget stor gruppe af aromatiske organiske forbindelser, der dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale og forekommer i røg og sod. Af samme grund er udbredelsen af PAHer meget stor og de findes stort set i alle miljøer.

PAH findes i meget høje koncentrationer i stenkulstjære (IARC, 2010). Den væsentligste årsag til forekomst af PAHer i bygningsaffald er den tidligere udbredte brug af stenkulstjære til imprægnering af træ, tætning af beton, som base i tjærelak, som kapillarbrydende lag i murede fundamenter, som bindemiddel i vejbelægninger og ved fabrikation af tagpap.

PAH kan diffundere ind i beton og tegl fra overflader behandlet med tjæreholdige produkter og fra røggasser. Det er af den grund, at skorstenstegl ligesom andre fraktioner af bygningsaffald med

indhold af tjære i henhold til Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010 ikke må anvendes til bygge- og anlægsarbejder.
Tjærestoffer udgør den største enkeltklasse af kræftfremkaldende stoffer (Karlson, 2006). Stenkulstjære er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 1 som kræftfremkaldende i mennesker (IARC, 1987), (IARC, 2010).

I det omfang skorstenstegl, kapillarbrydende lag og overfladebehandling med indhold af PAH er fjernet sammen med de underliggende materialer før nedrivning og knusning, vurderes forekomst af PAH i nedknust beton og tegl ikke at udgøre en stor risiko for mennesker og miljø. Da der findes kvalitetskriterier for PAH for såvel jord som grundvand og overfladevand (Miljøstyrelsen 2010b og 2010c), se Tabel 11, anbefales det, at PAH indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton og tegl til bygge- og anlægsarbejder.

TABEL 11 KVALITETSKRITERIER FOR PAH I JORD OG GRUNDVAND. EFTER (MILJØSTYRELSEN, 2010B).

Stof	Kvalitetskriterium i jord	Afskæringskriterium i jord	Kvalitetskriterium i grundvand
PAH – total*	4 mg/kg	40 mg/kg	0,1 µg/l
Benzo(a)pyren	0,3 mg/kg	3 mg/kg	0,01 µg/l
Dibenz(a,h)anthracen	0,3 mg/kg	3 mg/kg	0,01 µg/l
Fluoranthen	-	-	0,1 µg/l

* I jord beregnes den samlede mængde PAH som summen af enkeltstofferne benzo(*a*)pyren, benzo(*b+j+k*)fluoranthen, dibenzo(*a,h*)anthracen, fluoranthen, og indeno(*1,2,3-cd*)pyren.
I vand beregnes den samlede mængde PAH som summen af enkeltstofferne benzo(b+k)fluoranthen, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylen (Miljøstyrelsen, 2010b).

4.5 Ftalater

Ftalater er blevet anvendt i en lang række produkter i bygninger, herunder også direkte som tilsætningsstoffer i beton (Kjær, 1982), se afsnit 2.47: Polyftalater.

Langt hovedparten af de ftalater, der produceres, bruges som blødgørere i forskellige typer plastik (Korz et al., 2007). Ftalater er også blevet brugt i vidt omfang i maling (Stoye og Freitag, 1998; Lowell Center for Sustainable Production, 2011), hvorfra de kan migrere ind i den underliggende beton.

Ftalater kan nedsætte forplantningsevnen og er mistænkt for at virke hormonforstyrrende (Miljøstyrelsen, 2012c). Di(2-ethylhexyl) fthalat, DEHP, og Di(2-ethylhexyl) adipat, DEHA, er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 3 som "ikke mulige at klassificere i forhold til deres evne til at fremkalde kræft hos mennesker (IARC, 2000). Visse ftalater er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a).

Det bør overvejes at lade ftalater indgå i en eventuel undersøgelse af stofindhold i og stofudvaskning fra dansk knust beton og tegl.

4.6 Chlorparaffiner

Chlorparaffiner anvendes i en lang række produkter i byggeriet til blødgøring og forøgelse af klæbevnen i bl.a. fuger, maling, lak, lim og plastik. Chlorparaffiner er i vid udstrækning blevet anvendt i stedet for PCB. Chlorparaffiner består af chlorinerede ligekædede kulbrinter i form af n-alkaner.
Der kendes ikke nogen naturlige kilder til chlorparaffiner.

Chlorparaffiner er giftige for både mennesker og dyr, specielt de kortkædede chlorparaffiner er giftige i det akvatiske miljø. Chlorparaffiner nedbrydes meget langsomt i naturen og akkumulerer op gennem fødekæden (Fiedler, 2010).

Chlorparaffiner opdeles i tre kategorier (Fiedler, 2010).

- Kortkædede i intervallet $C_{10} – C_{13}$
- Mellemkædede i intervallet $C_{14} – C_{17}$
- Langkædede i intervallet $C_{18} – C_{30}$

I praksis har det vist sig vanskeligt for de fleste analyselaboratorier at adskille de enkelte fraktioner, og det er et område, der er under hastig udvikling.

Kortkædede chlorparaffiner er af Det Internationale Agentur for Kræftforskning, IARC, klassificeret i Gruppe 2B som muligt kræftfremkaldende (IARC, 1998). Kort og mellemkædede chlorparaffiner er opført på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a). Københavns Kommune har fra starten af 2012 stillet krav om, at der analyseres for forekomst af chlorparaffiner i bløde fuger, i de tilfælde, hvor der ikke påvises PCB (CFM, 2012b). Chlorparaffiner er medtaget på Københavns kommunes faktaark om kortlægning af miljøfarlige stoffer i bygninger før renovering og nedrivning (CFM og Trap, 2012c). Grænsen for farligt affald for kortkædede chlorparaffiner er 10.000 mg/kg, svarende til 1 %. (CFM og Trap, 2012a). Der er ikke fastsat kvalitetskriterier for chlorparaffiner i jord og grundvand.

Forekomst af chlorparaffiner i beton og tegl vurderes på baggrund af den udstrakte forekomst og giftighed, at kunne udgøre et potentielt problem for mennesker og miljø. Det anbefales derfor, at chlorparaffiner indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton og tegl.

4.7 Kviksølv

Kviksølv er et tungmetal, der siden oldtiden er blevet anvendt i store mængder i en lang række processer. Kviksølv er giftigt, både som metal og i kemiske forbindelser. På metallisk form er kviksølv blevet anvendt i bl.a. trykregulatorer i fjernvarmecentraler, elektriske kontakter, måleapparater, smeltesikringer. I kemien er kviksølv bl.a. blevet anvendt til desinfektion i en 1 % opløsning af kviksølvchlorid, såkaldt sublimatvand og som svampedræbende middel i produktion af papir. Kviksølv i form af cinnober, HgS, har også fundet en vis anvendelse som rødt/orange farvepigment i maling (Glahn, 1941) og kan som det eneste kviksølvholdige pigment stadig anvendes lovligt.

Indtil 1980 blev kviksølv anvendt i vandbaserede malinger, plastikmaling, for at forhindre malingen i at mugne i bøtterne. Det er i en lang række byggesager fra 2013 og frem blevet påvist, at kviksølv fra malingen kan trænge ind i det underliggende murværk. Kviksølv anvendes i dampform i lysstofrør og sparepærer (Trap, 2006). Kviksølv findes derudover i nogle røggasser, bl.a. fra fyring med stenkul, hvorfra det kan trænge ind i skorstensmaterialerne.

Kviksølv er enestående derved, at det er flydende og har et relativt højt damptryk ved stuetemperatur. Det forhold, at kviksølv er flydende og er i besiddelse af en meget høj overfladespænding, betyder, at kviksølv ved spild ofte er meget svært at samle op. Små dråber bevæges let væk fra spildstedet og lægger sig i revner og sprækker, hvorfra det langsomt spreder sig til de omliggende materialer ved direkte diffusion og fordampning. Spild af kviksølv ender også ofte i afløb, hvor det samler sig i lunker og langsomt bliver opløst i vandet eller indgår i kemiske forbindelser.

Kviksølv vil primært forekomme i beton og tegl som følge af anvendelsen i maling. Derudover vil det også kunne forekomme i form af metallisk kviksølv, hvor det ses som små blanke metalskinnede

dråber i betones porer og i kemiske forbindelser af mange farver. Forekomst af kviksølv i beton og tegl er fortrinsvis forventeligt i murværk, der har været malet med plastikmaling fra før 1980, gamle skorstenstegl og kloakker, men kan i øvrigt findes alle steder, hvor det har været anvendt.
Kviksølv er både som metal og i kemiske forbindelser optaget på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a). Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for kviksølv i jord, er 1 mg/kg med et afskæringskriterium på 3 mg/kg. I Grundvand er kvalitetskriteriet 0,1 µg/l (Miljøstyrelsen, 2010b).

Forekomst af kviksølv i beton og tegl vurderes på baggrund af den udstrakte forekomst og giftighed, at udgøre et potentielt problem for mennesker og miljø. Det anbefales derfor, at kviksølv indgår i overvejelserne vedrørende behovet for at opstille kriterier for anvendelse af knust beton og tegl.

5. Forekomst af andre materialefraktioner i nedknust beton og tegl

5.1 Indledning

I praksis er det ofte vanskeligt helt at udsortere alle andre byggematerialer fra beton og tegl før nedknusning. Det medfører, at der ofte vil kunne findes en række materialer, stoffer og stofgrupper i nedknust beton og tegl, selv om disse ikke har været anvendt direkte i den primære produktion af beton og tegl.

I det følgende gennemgås en række sådanne materialer og stofgrupper med stor udbredelse i byggeriet. Formålet er alene at bibringe en kortfattet oversigt over de mest betydende sekundære forureninger i beton og tegl. Gennemgangen omfatter en kort beskrivelse af historie, brug og miljøfarlige stoffer. For hver stofgruppe vurderes den miljømæssige betydning af deres tilstedeværelse kort.

5.2 Maling

5.2.1 Forekomst og anvendelse

Maling anvendes til overfladebehandling af bygningsdele både inde og ude med det formål at korrigere farven på de underliggende materialer og beskytte bygningsdelene mod slid og vejrlig. Fugtspærrer kan i denne sammenhæng også opfattes som en specialiseret malingtype omend den ofte forekommer inde i konstruktioner. Maling forefindes typisk i et antal tynde lag, hver med en tykkelse fra få mikrometer. Mange overmalinger kan resultere i lag, hvis tykkelse i sjældne tilfælde overstiger 1-2 mm.

Hærdet maling består af et bindemiddel, der ved forskellige processer er størknet i en fast hinde, tørrelse eller sikkativ, farvepigmenter, der giver malingen den ønskede farve. Ofte er der også et vist indhold af fyldstoffer, der har til formål at drøje maling og pigmenter.

5.2.2 Bindemidler

Som bindemiddel har man bl.a. anvendt linolie og andre tørrende olier, alkydforbindelser, naturlige og kunstige harpikser, forsæbede olier, epoxider, polyuretan, kautsjuk, kalk, æggehvide, kasein, silikater, silikone, bitumen, stenkulstjære m.v.

5.2.3 Tørrelse/sikkativ

Tørrelse (sikkativ) er stoffer, der tilsættes oliemalinger og fernisser for at fremme størkningen. Tidligere var de ofte baseret på bly-, kobolt- og manganholdige forbindelser, mens de i dag bl.a. baseres på zirkonium.

5.2.4 Pigmenter

Pigmenterne kan inddeles i metalpigmenter/tungmetalholdige pigmenter, jordfarver og organiske pigmenter. Metalpigmenter består af findelt metal. En del af pigmenterne som aluminium og guldbronze har primært dekorative formål mens specielt findelt zink anvendes som ”koldgalvanisering”

til korrosionsbeskyttelse af jern. Pigmenterne forekommer i koncentrationer på op til ca. 80 %. Til de metalholdige pigmenter har man bl.a. anvendt bly, chrom, zink, barium, cadmium, kobber, kviksølv, arsen, mangan og kobolt. Koncentrationerne i den tørre maling ligger ofte på 10 – 50 %. Jordfarverne består af naturligt forekommende jordarter med stort indhold af jern og manganforbindelser. Koncentrationerne i den tørre maling ligger ofte på 10 – 50 %.

Organiske pigmenter har generelt først vundet indpas i løbet af de sidste ca. 50 år, med anilinfarverne som en markant undtagelse. Pigmenterne består af en meget lang række forbindelser hvor phtalocyaniner og anilinfarverne udgør en væsentlig del. De organiske pigmenter forekommer normalt i koncentrationer på under 10 % og ofte væsentligt mindre.

5.2.5 Fyldstoffer

Fyldstofferne har til formål at give malingen fylde og ofte også strække de dyre pigmenter. Almindeligt anvendte fyldstoffer er bl.a. kaolin og bariumsulfat.

5.2.6 Hjælpestoffer

Hjælpestoffer og additiver i form af f.eks. stoffer til regulering af flydning, vedhæftning og glans, konserveringsmidler, insekticider, træimprægnerende stoffer, brandhæmmende stoffer, m.v. er blevet anvendt i vidt omfang.

PCB og chlorerede paraffiner har været anvendt som brandhæmmere og til at forbedre flydeegenskaber, vedhæftningsevne og malingens evne til at modstå kemikalier og ældning. Konserveringsmidler anvendes i vandbaserede malinger for at forhindre malingen i at mugne i bøtten. Indtil 1980 var det almindeligt at anvende kviksølvbaserede konserveringsmidler. En del af de stoffer, der er blevet anvendt i maling, findes også i lim, fugtspærrer og i produkter baseret på tjære og bitumen.

5.2.7 Vurdering og regulering

Hjælpestoffer og additiver i form af f.eks. stoffer til regulering af flydning, vedhæftning og glans, konserveringsmidler, insekticider, træimprægnerende stoffer, brandhæmmende stoffer, m.v. er som nævnt blevet anvendt i vidt omfang. Forekomst af maling (som ifølge Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen BEK 1662/2010 ikke må findes i bygningsaffald til anvendelse) i nedknust beton og tegl udgør en potentiel risiko for mennesker og miljø, både ved direkte kontakt og ved udvaskning til vandmiljø og grundvand.

5.3 Tjære og bitumen

5.3.1 Forekomst og anvendelse

Tjære i form af stenkulstjære udvundet ved tør destillation af stenkul har i følgeKulturarvsstyrelsen (2012) været anvendt til tætning og imprægnering af bygninger siden anden halvdel af attenhundredetallet, hvor den begyndende brug af stenkul til produktion af bygas gav nem adgang til produktet. Fra omkring år 1900 anvendtes tjære ifølgeMiljøstyrelsen (1998) som bindemiddel i vejbelægninger. Fra ca. 1960 blev tjære som bindemiddel erstattet af bitumen/asfalt, men tjære blev fortsat anvendt som klæbeforbedrende stof frem til ca. 1970.

Brug af stenkulstjære blev i praksis forbudt i 1996 i henhold til Bekendtgørelse om begrænsning af salg og anvendelse af kreosot (BEK nr. 665 af 04/07/1996), men allerede i 1970 blev anvendelse af stenkulstjære forbudt i bl.a. tagpap (Den Store Danske 2012) og erstattet af bitumen/asfalt. Bitumen, eller asfalt, der er betegnelsen for naturligt forekommende bitumen, stammer fra råolie, hvor de lette fraktioner er fordampet, enten naturligt eller ved destillation.

Stenkulstjære har et stort indhold af polycykliske aromatiske kulbrinter, PAH, og NSO-forbindelser som f.eks. fenoler. Bitumen består langt overvejende af n- og iso-alkaner, med et lavt indhold af PAH'er og NSO-forbindelse.

I mange bygningsmaterialer er det ikke muligt at skelne mellem produkter med indhold af bitumen og tjære, ofte er der anvendt en blanding. Ud over brugen som bindemiddel i vejbelægninger, macadam og asfalt er tjære og bitumen blevet anvendt i lakker og malinger, som fugtspærre mellem fundamenter og overliggende murværk, til imprægnering af træ, herunder i særlig grad jernbanesveller, og i tagpap.

Se også afsnittene 4.3 og 4.4.

5.3.2 Vurdering og regulering

Forekomst af tjære og i mindre grad bitumen i nedknust beton og tegl kan udgøre en risiko for mennesker og miljø, både ved direkte kontakt og ved udvaskning til vandmiljø og grundvand. De mest betydende stoffer vurderes at være polycykliske aromatiske kulbrinter, herunder specielt benz[a]pyren og dibenz[a,h]anthracen og fenoler (se også afsnit 6). Tjære må, jvf. Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen (BEK nr. 1662 af 21/12/2010), hvor fraktionen nævnes specifikt, ikke forekomme i uforurenet byggeaffald.

5.4 Bløde fuger

5.4.1 Forekomst og anvendelse

Bløde fuger har været anvendt til at forbinde forskellige bygningsdele på en måde, der på én gang tillader en vis bevægelse bygningsdelene imellem og samtidig beskytter de bagvedliggende bygningsdele mod vind og vejr. Anvendelsen af bløde fuger omfatter bl.a. både ind- og udvendige fuger omkring lette facadeelementer, vinduer og døre, fuger mellem betonelementer og mellem fundament og overliggende bygningsdele.

5.4.2 PCB i bløde fuger

For at sikre en varig vedhæftningsevne og elasticitet begyndte man fra omkring 1955 at tilsætte PCB til fugerne. Koncentrationerne varierer meget, men koncentrationsniveauer på 20 – 30 procent er almindelige, og koncentrationer så høje som 50 % ses undertiden. Bløde fuger med indhold af PCB har været anvendt frem til 1977, hvor PCB blev forbudt i åbne anvendelser. Brugen af PCB ophørte i praksis næsten fuldstændig omkring 1972-73. Som erstatning for PCB anvendes chlorerede paraffiner.

5.4.3 Oxidationsmidler

I en del tilfælde er der anvendt tokomponentfuger, hvor afhærdningen var baseret på en intern oxidation med blyoxid som iltningsmiddel.

5.4.4 Asbestfibre

Asbest har været anvendt som forstærkning i bløde fuger i form af fibre rørt ud i den flydende fugemasse før anvendelse.

5.4.5 Vurdering og regulering

Forekomst af bløde fuger i nedknust beton og tegl udgør en risiko for mennesker og miljø, både ved direkte kontakt og ved udvaskning til vandmiljø og grundvand. De mest betydende stoffer vurderes at være PCB, chlorerede paraffiner og bly. Fugemasse, herunder i særlig grad PCB-holdig fugemasse, må jvf. Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010, hvor fraktionen nævnes specifikt, ikke forekomme i uforurenet byggeaffald.

5.5 Materialer med indhold af slagge og koks

5.5.1 Forekomst og anvendelse

Slagge er den helt eller delvist sintrede og smeltede fraktion, der efterlades ved afbrænding af bl.a. kul og husholdningsaffald ved høje temperaturer (Falkenberg et al., 2002). Koks fremkom ved

produktion af bygas fra kul. Afhængigt af alder og type, kan formentlig især koks indeholde høje koncentrationer tjærestoffer (Falkenberg et al., 2002). Hertil kommer indhold af diverse salte, specielt sulfater (Idorn, 1957).

Slagger fra forbrænding har tidligt fundet anvendelse som tilslagsmateriale i bygningselementer, hvor slaggen blev holdt sammen af cement. Pladerne blev produceret i tre tykkelser på hhv. 6, 7 og 8 cm, med et areal på 1/3 m² (Glahn, 1941). Slaggebeton var det dominerende materiale til rumadskillelser i slutningen af attenhundredetallet og frem til anden verdenskrig hvorefter forbruget aftog noget, men dog fortsatte frem til midten af tresserne, muligvis længere (Idorn, 1957).

5.5.2 Vurdering og regulering

Forekomst af slagge og koks i knust beton og tegl kan muligvis udgøre en risiko for mennesker og miljø ved kontakt og udvaskning. Slagger fra forbrænding af kul og affald er reguleret særskilt i Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010, og må i øvrigt ikke forekomme i uforurenet byggeaffald.

5.6 Asbest i beton og tegl

5.6.1 Forekomst og anvendelse

Asbest er en fællesbetegnelse for en række naturligt forekommende fibrøse mineraler, der for nogle varianters vedkommende lader sig spinde, væve og forme. For ren asbest varierer farverne fra blålig over brun til rent hvid. Ved brug sammen med andre materialer kan produktet antage alle farver. Asbest har været anvendt til en lang række formål i byggeriet fra ca. 1920 og frem til 1986 hvor anvendelse blev forbudt p.g.a. dens evne til at fremkalde kræft. Asbest er anvendt alene eller sammen med andre fibre som cellulose, uld og bomuld i form af vævet klæde, snore, papir, pap, plader og som løs asbestuld.

Asbest er i byggeriet bl.a. blevet anvendt til isolering af ovne, kedler og rør, lyddæmpning, brandsikring og syrefaste farver. Asbestfibre er blevet anvendt til forstærkning i betonprodukter som eternit, fliseklæber, vinylfliser til gulve, bløde fuger, tagpap, kit, vejfuger og pakninger. Derudover fandt asbest udbredt anvendelse i en lang række tekniske anlæg, herunder som elektrisk isoleringsmateriale, filterdug i fødevareindustrien, m.m.

5.6.2 Vurdering og regulering

Forekomst af asbest i knust beton og tegl udgør en risiko for mennesker ved kontakt og inhalering af fibre. Brug af og arbejde med asbest er reguleret af en meget lang række bestemmelser. Brug af asbest blev stort set forbudt ved Bekendtgørelse om asbest af 26. september 1986. Arbejde med asbestholdige materialer er bl.a. reguleret via Bekendtgørelse om asbest, BEK nr. 1502 af 21/12/2004 og af At-vejledning C.2.2 fra juli 2005. Asbest er som andre forurenede stoffer, omend det ikke er nævnt særskilt, reguleret jvf. Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010, og må ikke forekomme i uforurenet byggeaffald.

5.7 Foringssten og ildfaste sten

5.7.1 Forekomst og anvendelse

Foringssten og ildfaste sten består af natursten, keramik og tegl, der har været anvendt til udmuring og foring af kedler, ovne og skorstene. Der er gennem tiderne anvendt mange forskellige typer sten og det er ikke muligt, at angive nogen fælles karakteristika. Via brugen i kedler, ovne, skorstene m.v. har stenene haft mulighed for at optage en række stoffer fra røgen.

På grund af de mange anvendelser er det ikke muligt at indsnævre forekomsten af mulige miljøproblematiske stoffer i denne materialefraktion nærmere. De mest almindeligt forekommende stoffer må formodes at være tjære og sod med indhold af kulbrinter, herunder polycykliske aromatiske

kulbrinter (PAH), phenol, svovlforbindelser og tungmetaller, specielt de let flygtige metaller bly, cadmium og kviksølv.

Udvaskningstests har dog vist , at der ikke kunne detekteres udvaskning af PAH fra skorstenstegl i koncentrationer over detektionsgrænsen på 3-4 µg udvasket stof pr kg tegl (Miljøstyrelsen, 1992).

5.7.2 Vurdering og regulering

Forekomst af foringssten og ildfaste sten i nedknust beton og tegl vurderes at kunne udgøre en risiko for mennesker og miljø både ved direkte kontakt og ved udvaskning. Foringssten og ildfaste sten må, jvf. Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010, hvor sod nævnes specifikt, ikke forekomme i uforurenet byggeaffald.

5.8 Lim

5.8.1 Forekomst og anvendelse

Lim har været anvendt i byggeriet siden middelalderen, men har specielt vundet udbredelse i løbet af de sidste 50 – 60 år, hvor både antallet af lime og deres anvendelsesområder er mangedoblet. Tidligere var anvendelse af lim i byggeriet hovedsagelig begrænset til limning af træ og til tapetsering. Frem til midten af sidste århundrede var limene hovedsageligt baseret på udtræk fra dyr og planter. Først derefter vandt andre limtyper for alvor indpas i byggeriet i form af bl.a. tjære, kautsjuk, silikone, epoxy, akrylater, isocyanater, vinylacetat og polyurethan (Pizzi og Mittal, 2003).

I forhold til beton har lim særligt fundet anvendelse som plastificerende materiale i selve betonen, til sammenlimning af nye og gamle betonlag og til fastgørelse af isolering, tagpap, facadeelementer m.m. Afhængigt af anvendelsen er der stor forskel på limenes evne til at modstå nedbrydning, men specielt under fugtige forhold nedbrydes de fleste lime over tid. Der foreligger kun sparsom viden om de miljømæssige konsekvenser heraf.

5.8.2 Vurdering og regulering

Det kan ikke afvises, at forekomst af limprodukter i nedknust beton og tegl kan udgøre en vis risiko for miljøet ved udvaskning til vandmiljø og grundvand. Lim er som andre forurenende stoffer reguleret jvf. Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010, og må ikke forekomme i uforurenet byggeaffald.

5.9 Glaseret keramik

5.9.1 Forekomst og anvendelse

Glaseret keramik i form af tegl, fliser, kakler og porcelæn har været anvendt i byggeriet siden middelalderen til en lang række formål. Ved produktionen af glaseret keramik er det muligt at frembringe et vidt spektrum af farver, overfladestrukturer og teksturer, der har medført udbredt anvendelse til dekorative og praktiske formål. Hertil kommer, at glaseret keramik i form af f.eks. glaserede teglsten er langt mere holdbare end tilsvarende uglaserede produkter, da de har en helt lukket overflade, der ikke suger vand. Det gør samtidig overfladen let at rengøre.

Anvendelsen af glaseret tegl i byggeriet strækker sig fra dekorative fliser og kakler, over let afvaskelige overflader på toiletter, i køkkener og i fødevarevirksomheder, til glaserede kloakrør og tagsten. En kort gennemgang af pigmenter og brug kan findes i (Miljøstyrelsen, 1992)

5.9.2 Betydende stoffer

Fælles for alle former for glaseret keramik er, at de består af en base af brændt keramik på hvilken der er påført et lag smeltet glas, glasuren. Meget ofte indeholder glasuren tungmetaller i høje koncentrationer af hensyn til såvel farve som for at opnå en letflydende smelte med lavt smeltepunkt. Specielt bly findes i mange glasurer i høje koncentrationer. Indholdet af bly i glaserede tegl er und-

taget fra de generelle krav i blybekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 856 af 05/09/2009 om forbud mod import og salg af produkter, der indeholder bly).

5.9.3 Vurdering og regulering

På trods af forekomst af tungmetaller i glasur i høje koncentrationer vurderes det ikke, at forekomst af mindre mængder glaserede tegl, fliser og porcelæn i nedknust beton og tegl udgør en væsentlig risiko for mennesker og miljø. Vurderingen bygger på, at tungmetallerne i glasuren er meget hårdt bundet i glasfasen, og derfor kun i meget ringe grad udvaskes under normale pH-forhold. Bortskaffelse af glaseret keramik er ikke reguleret selvstændigt i forhold til indhold af miljøproblematiske stoffer. Fraktionen regnes jvf. Affaldsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2, ikke for genanvendelig, og kommunernes affaldsdirektiver anviser, i det omfang de er nævnt, materialerne til deponering.

5.10 Gasbeton/letbeton

5.10.1 Forekomst og anvendelse

Gasbeton eller letbeton er et porøst og let byggemateriale dannet ved opskumning og efterfølgende varmehærdning/autoklavering af en blanding af cement, finkornet sand, vand, og aluminiumpulver. Opskumningen skyldes, at aluminiumpulveret ved kontakt med det basiske miljø optager ilt fra vandet, hvorved der dannes frit brint. I nogle tilfælde har man også anvendt flyveaske som bindemiddel. Produktion og brug af gasbeton tog sin begyndelse i trediverne, men slog først for alvor igennem op gennem halvtredserne. Gasbeton er også solgt under navne som cellebeton, bimsbeton og siporex.

5.10.2 Vurdering og regulering

Det vurderes ikke, at forekomst af gasbeton/letbeton i nedknust beton og tegl udgør en særskilt risiko for mennesker og miljø. Bortskaffelse af gasbeton er ikke reguleret selvstændigt i forhold til indhold af miljøproblematiske stoffer. Fraktionen regnes jvf. Affaldsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2, ikke for genanvendelig, og kommunernes affaldsdirektiver anviser, i det omfang de er nævnt, materialerne til deponering.

5.11 Klinker, Leca og klinkerbeton

5.11.1 Forekomst og anvendelse

Klinker er som teknisk begreb betegnelsen for hårdtbrændte teglprodukter baseret på forskellige finkornede lermineraler med en let skinnende overflade på grund af hel eller delvis opsmeltning af overfladen. Afhængigt af lertype og brænding fremtræder produkterne som relativt tunge og tætte sten eller som lette opblærede kugler. I daglig tale refererer begrebet klinker til hårdtbrændte, tætte, uglaserede keramiske fliser, ofte med en let skinnende sintret eller opsmeltet overflade, der har fundet anvendelse som slidstærke og rengøringsvenlige belægningssten på gulve, trapper og vægge. Klinker er også i mindre omfang brugt som facadesten.

Leca, der er en forkortelse af Light expanded clay aggregates, er små hårdtbrændte lerlegemer med opblæret cellestruktur og glat sintret overflade. Som tilslag i betonblokke kaldes produktet lecablokke eller klinkerbeton. Leca har været produceret i Danmark siden 1939 (Chandra og Berntsson, 2002).

Der er ikke fundet referencer til forekomst af miljøproblematiske stoffer i klinker og klinkerbeton.

5.11.2 Vurdering og regulering

Det vurderes ikke, at forekomst af klinker, Leca og klinkerbeton i nedknust beton og tegl udgør en særskilt risiko for mennesker og miljø. Klinker, Leca og klinkerbeton er ikke reguleret selvstændigt i forhold til indhold af miljøproblematiske stoffer. Fraktionen regnes jvf. Affaldsbekendtgørelsen,

Bek. nr. 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2, ikke for genanvendelig, og kommunernes affaldsdirektiver anviser, i det omfang de er nævnt, materialerne til deponering.

5.12 Molersbaserede teglprodukter

5.12.1 Forekomst og anvendelse

Molersten eller molerstegl består af brændt moler, også kaldet kiselgur eller diatoméjord, der består af skallerne af mikroskopiske kiselalger, diatoméer. Produktionen er koncentreret omkring forekomsterne af moler på Fur og Mors i Limfjorden. Her har der været industriel produktion fra begyndelsen af det tyvende århundrede og frem til i dag.

Molersten har på grund af deres lethed, styrke, isoleringsevne og temperaturbestandighed fundet vidtstrakt anvendelse indenfor industri og byggeri. I industrien anvendes molersten omkring kedler og til udmuring af skorstene og ovne. I byggeriet fandt stenene anvendelse i form af blokke til skillevægge og ydervægge, som isolerende lag i jernbetondæk, som tilslag til beton og letbeton og som isolerende hulrumsfyld. I dag anvendes moler i byggeriet bl.a. til passiv brandsikring i døre og omkring jerndragere. Knust, brændt moler anvendes som kattegrus og til opsamling af spildte væsker.

Det gælder for brugte molersten som andre materialer, der har fundet anvendelse som ildfaste sten og udmuringer i skorstene, at de kan have et ikke ubetydeligt indhold af tjærestoffer og andre stoffer fra røgen, der medfører, at de ikke må genanvendes, men skal deponeres. Der er ikke fundet andre referencer til forekomst af miljøproblematiske stoffer i molersbaserede teglprodukter.

5.12.2 Vurdering og regulering

Med undtagelse af ildfaste sten fra fyringsanlæg, skorstenstegl m.m., vurderes det ikke, at forekomst af molersbaserede teglprodukter i nedknust beton og tegl udgør en særskilt risiko for mennesker og miljø. Brændt moler er ikke reguleret selvstændigt i forhold til indhold af miljøproblematiske stoffer. Fraktionen regnes jvf. Affaldsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2, ikke for genanvendelig, og kommunernes affaldsdirektiver anviser, i det omfang de er nævnt, materialerne til deponering

5.13 Mørtel, puds og kalksandsten

5.13.1 Forekomst og anvendelse

Mørtel og puds har været anvendt i byggeriet siden middelalderen. Mørtel og puds består grundlæggende af cement og/eller brændt kalk og sand eller fint grus. Det anvendes i tynde lag til pudsning af murværk, som bindemiddel mellem stenene i murede bygninger og, ofte iblandet fæhår, som hårde fuger langs døre og vinduer. Kalksandsten er afhærdede, udstøbte sten af en blanding af læsket kalk, vand og sand. Stenene har siden starten af sidste århundrede fundet udbredt anvendelse som et billigere alternativ til mursten i tegl.

5.13.2 Tilsætningsstoffer

Specielt ved anvendelse som puds, hvor materialet har en stor overflade og ringe tykkelse, er materialet udsat for kraftige påvirkninger fra vejrlig og bevægelser i det underliggende murværk. For at modvirke de kraftige påvirkninger har man søgt at øge plasticitet, elasticitet, trækstyrke og vedhæftningsevne til det underliggende murværk ved at tilsætte forskellige fibre, bl.a. asbest og stoffer af samme typer som forefindes i beton.

5.13.3 Farver

I nogle tilfælde indfarves puds. Indfarvningen foregår hovedsageligt ved brug af jordfarver, men også i form af bl.a. grøn chrom(III)oxid, blå koboltoxid og phthalocyaninbaseret ultramarinblå. Forbruget er dog meget begrænset.

5.13.4 Vurdering og regulering

Det kan ikke helt udelukkes, at forekomst af mørtel, puds og kalksandsten i nedknust beton og tegl kan udgøre en risiko for mennesker og miljø, både ved direkte kontakt og ved udvaskning til vandmiljø og grundvand. Risikoen må dog anses for lille.
Mørtel og puds må, jvf. Affaldsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1309 af 18/12/2012, §65 stk. 4, forekomme i uforurenet byggeaffald, da det ikke betragtes som potentielt forurenede. Det er ikke underlagt selvstændig regulering i Bilag 2 i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010. Kalksandsten er ikke reguleret selvstændigt i forhold til indhold af miljøproblematiske stoffer. Fraktionen regnes jvf. Affaldsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2, ikke for genanvendelig, og kommunernes affaldsdirektiver anviser, i det omfang de er nævnt, materialerne til deponering.

5.14 Terrazzo

5.14.1 Forekomst og anvendelse

Terrazzo er en form for poleret beton. Det består af cementmørtel med tilslag af hvid og sort knust marmor, kalksten eller serpentin. Det udstøbes i en tykkelse af 15 - 20 mm på et afretningslag af cementmørtel eller beton. Efter at mørtlen er bundet af, slibes og poleres overfladen. I sjældne tilfælde er der anvendt indfarvede sten for udseendets skyld.

Terrazzo har typisk været anvendt til slidstærke vandtætte rengøringsvenlige gulve i vådrum og på trappeopgange. Terrazzo har i Danmark været anvendt siden starten af det 20'ende århundrede.

5.14.2 Vurdering og regulering

Forekomst af terrazzo i nedknust beton og tegl udgør ikke en særskilt risiko for mennesker og miljø. Terrazzo, der er en form for beton, må, jvf. Affaldsbekendtgørelsen 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2 forekomme i uforurenet byggeaffald. Terrazzo kan frit genanvendes, da det falder ind under Bilag 2, Punkt 4, i Restproduktbekendtgørelsen, BEK nr. 1662 af 21/12/2010, om "Blandinger af materialer fra natursten, uglaseret tegl og beton".

5.15 Træbeton

5.15.1 Forekomst og anvendelse

Træbeton har bl.a. været anvendt som lette bygningselemeter i klimaskærme, til skillevægge, loftbeklædninger og til lyddæmpning. Ved udvendig anvendelse er træbetonen pudset. Træbeton består af lange relativt kraftige høvlspåner af ubehandlet træ, ofte gran, bundet sammen af cement med tilslag af kalkstensmel. Træindholdet ligger typisk mellem 30 og 50 %. Træbeton har været produceret i perioden fra forrige århundredeskifte frem til i dag.

5.15.2 Vurdering og regulering

Forekomst af mindre mængder træbeton i nedknust beton og tegl vurderes ikke at udgøre en risiko for mennesker og miljø. Træbeton er ikke reguleret selvstændigt i forhold til indhold af miljøproblematiske stoffer. Fraktionen regnes jvf. Affaldsbekendtgørelsen, Bek. nr. 1309 af 18/12/2012 § 65 stk. 2, ikke for genanvendelig, og kommunernes affaldsdirektiver anviser, i det omfang de er nævnt, materialerne til deponering.

6. Beton- og teglfraktioner: Indhold og udvaskning af stoffer

6.1 Indhold og udvaskning af stoffer

Vurderinger af den potentielle risiko for påvirkning af jord, grundvand og overfladevand fra anvendelse af aggregater som for eksempel knust beton og tegl bør foretages på grundlag af resultater af udvaskningstests og ikke på grundlag af bestemmelser af (total)indholdet af et givet stof, da udvaskningsegenskaberne er direkte relateret til sådanne påvirkninger. Der findes meget sjældent eller aldrig en direkte sammenhæng mellem indholdet af et stof i et materiale og udvaskningen af dette stof under forskellige omstændigheder (se for eksempel Miljøstyrelsen (2009a)). Dette skyldes, at mange stoffer indbygges i materialematricen og derfor ikke bliver fuldt ud tilgængelige for udvaskning, når materialet kommer i kontakt med vand, og at begrænsninger i opløseligheden forårsaget af ligevægt med mineraler og af sorption på partiklernes overflader medfører, at mange stoffer ikke udvaskes i mængder, der er proportionale med deres totale indhold i det pågældende materiale. Den fraktion af totalindholdet af et givet stof, som er tilgængelig for udvaskning, kan derfor i mange tilfælde udgøre en relativt lille del af totalindholdet, selv under forholdsvis ekstreme forhold.

For stoffer, for hvilke der ikke findes nogen standardiserede udvaskningstests, eller for hvilke gennemførelse af en udvaskningstests ikke er mulig, kan vurderinger baseret på totalindhold dog i nogle tilfælde være nødvendige. Dette gælder specielt for organiske stoffer. Selvom stofindhold generelt er en dårlig indikator for den potentielle risiko for påvirkning af miljøet (jord, grundvand og overfladevand), så kan denne type resultater være mere anvendelige til vurdering af potentielle sundhedsskadelige påvirkninger forårsaget af kontakt, indtagelse eller inhalering (som støv) af materialerne.

Det har vist sig at være hensigtsmæssigt at beskrive udvaskning af uorganiske stoffer fra granulære (dvs. partikulære) materialer som for eksempel knust beton og tegl som funktion af væske/faststof-forholdet (liquid-to-solid ratio, L/S) og som funktion af pH under ligevægtslignende forhold (pH har stor indflydelse på opløseligheden og udvaskeligheden af mange uorganiske stoffer). For ensartede eller gennemsnitlige forhold over længere tid vil L/S være proportional med tiden, og ved modellering af udvasknings- og risikoscenarier vil det derfor være muligt at konvertere L/S-skalaen til en tidsskala for et givet fysisk scenarie (se for eksempel Hjelmar, 1990):

$$t = (L/S) \times d \times H/I$$

hvor t er tiden, der er gået siden fremkomsten af det første perkolat fra et givet anvendelsesprojekt (år), L er den samlede perkolatdannelse til tiden t (m^3), S er samlede masse af materiale i anvendelsesprojektet (tons tørvægt), d er den gennemsnitlige rumvægt af det anvendte materiale (tons tørvægt/m^3), H er gennemsnitshøjden af det anvendte materiale (m), og I er den gennemsnitlige årlige infiltrationen af nedbør i og gennem materialet (m^3/m^2).

Tabel 12 viser for anvendelsesprojekter med lagtykkelser på 0,3 m og 1,0 m af knust materiale med en tørrumvægt på 2 tons/m³ det antal år, som det alt andet lige vil tage at nå udvaskningsgrader svarende til henholdsvis L/S = 2 l/kg og L/S = 10 l/kg ved infiltrationshastigheder for nedbør svarende til 75 mm/år og 350 mm/år. De fleste af de udvaskningstests, hvorfra der foreligger resultater for knust beton og tegl, udføres ved L/S = 2 l/kg eller L/S = 10 l/kg.

TABEL 12 EKSEMPLER PÅ SAMMENHÆNGEN MELLEM TIDEN OG L/S FOR ANVENDELSESPROJEKTER.

I, infiltration, mm/år	75	75	350	350
H, lagtykkelse, m	0,3	1,0	0,3	1,0
t, antal år til L/S = 2 l/kg	16	53	3,4	11
t, antal år til L/S = 10 l/kg	80	267	17	57

Andre forhold, som kan påvirke udvaskningen af stoffer, for eksempel redox-potentialet og tilstedeværelse af kompleksdannende stoffer, vil der om nødvendigt også kunne tages hensyn til.

I det følgende gives en kort beskrivelse af de mest relevante analyse- og testmetoder, som kan anvendes/bliver anvendt til at beskrive stofudvaskningen fra granulære materialer, herunder knust beton og tegl. Gennemgangen er baseret på metoder og standarder, som er udviklet af den europæiske standardiseringskomité CEN/TC 292: "Characterisation of waste", og som i stigende omfang indarbejdes i EU-direktiver og national lovgivning i EU-landene. Derefter gives en oversigt over de danske og udenlandske data for indhold og stofudvaskning fra knust beton og tegl, som er fundet, og som i hvert fald for udvaskningsdataenes vedkommende alle er baseret på de nævnte CEN-metoder eller metoder, der er sammenlignelige.

6.2 Analyse- og testmetoder

6.2.1 Faststofanalyser

Den mest anvendte metode til bestemmelse af indholdet af især sporelementer, herunder tungmetaller, i jord og affaldsmaterialer som knust beton og tegl består af oplukning (ekstraktion/destruktion) af fint nedknuste prøver i stærk syre som salpetersyre (HNO_3), saltsyre (HCl), svovlsyre (H_2SO_4) og flussyre (HF) eller blandinger af disse og efterfølgende analyse af indholdet af ekstraktet ved induktivt koblet plasmaemissionsspektrometri (ICP) eller atomabsorptionsspektrofotometri (AAS, som dog efterhånden er ved at være udfaset). Til de mest benyttede syreblandinger til oplukning hører kongevand (koncentreret HNO_3 + HCl i volumenforholdet 1:3) og kongevand + HF i volumenforholdet 4:1. Sidstnævnte metode er specielt velegnet til at sikre, at matricer, som indeholder silikater oplukkes kvantitativt. Dette vil for eksempel ikke være tilfældet ved anvendelse af kongevand, HNO_3, HCl eller H_2SO_4. I Danmark anvendes primært oplukning med 7 M HNO_3 ved 1 atmosfæres overtryk i henhold til DS 259, mens de fleste andre lande anvender oplukning med kongevand, som giver sammenlignelige resultater. Begge metoder benævnes ofte "partiel" oplukning, da sporelementer indbygget i silikatmatricer ikke nødvendigvis medtages kvantitativt, som de gør, når flussyre indgår i oplukningen.

Analyser for indhold af organiske stoffer foretages normalt ved ekstraktion af en nedknust prøve med et organisk opløsningsmiddel som for eksempel dichlormethan, pentan, petroleumsæter, acetone eller methanol og efterfølgende analyse ved gaskromatografi (GC) eller højtryksvæskekromatografi (HPLC) med forskellige former for detektion baseret på for eksempel electron capture (ECD), flammeionisering (FID), ultraviolet (UV) detektion eller massespektrometri (MS).

6.2.2 Kolonneudvaskningstest

Den mest relevante test til bestemmelse af udvaskningen af fortrinsvis uorganiske stoffer som funktion af L/S vil være CEN/TS 14405, som er en kolonneudvaskningstest udviklet af den europæiske standardiseringsorganisation CEN. Testen udføres på granulært eller nedknust materiale (95% < 4 mm) under forhold, der nærmer sig lokal ligevægt (dvs. at der for et givet stof alle steder i kolonnen er ligevægt mellem stoffet i faststoffasen og væskefasen, dog kan ligevægten variere gennem kolonnen pga. fjernelse af stof fra faststoffasen). Ved testen pumpes der, efter mætning og 1-3 dages ækvilibrering til en starttilstand med samme ligevægt i hele kolonnen, demineraliseret vand nedefra og op gennem materialet, der er anbragt i en lodretstillet kolonne med en diameter på 5 eller 10 cm, og der opsamles 7 eluatfraktioner svarende til L/S = 0-0,1; 0,1-0,2; 0,2-0,5; 0,5-1,0; 1,0-2,0; 2,0-5,0 og 5,0-10 l/kg. Vandhastigheden i kolonnen er 15 cm/dag (beregnet for tom kolonne), og det tager typisk 20 – 35 dage at gennemføre testen, afhængigt af materialets massefylde. Der måles pH, ledningsevne og redox-potentiale på de opsamlede fraktioner, som efterfølgende filtreres gennem et 0,45 µm filter og analyseres kemisk for indhold af uorganiske stoffer og DOC. Resultaterne angives som akkumuleret udvasket stofmængde (mg per kg materiale) som funktion af L/S. Kolonnetesten tilhører de såkaldte grundlæggende karakteringstests. CEN/TS 14405, er foreskrevet til grundlæggende karakteriseringstestning i den danske deponeringsbekendtgørelse (BEK 719/2011).

6.2.3 Batchudvaskningstest

Udvaskningen af fortrinsvis uorganiske stoffer som funktion af L/S kan også bestemmes ved hjælp af batchudvaskningstests i ét eller to trin under ligevægtslignende forhold på granulært materiale (95% < 4 mm). Til dette formål anvendes CEN-standarderne EN 12457-1 (ét-trinstest ved L/S = 2 l/kg, 24 timers kontakttid), EN 12457-2 (ét-trinstest ved L/S = 10 l/kg, 24 timers kontakttid) eller EN 12457-3 (to-trinstest ved L/S = 2 l/kg og 8 l/kg, henholdsvis 6 og 18 timers kontakttid). Materialet anbringes i en lukket beholder/flaske sammen med den nødvendige mængde demineraliseret vand, og beholderen bringes til at rotere omkring sin længdeakse med ca. 10 omdrejninger per minut i den foreskrevne kontakttid. Ved kontakttidens ophør måles der pH, ledningsevne og redoxpotentiale på vandfraktionen, som efterfølgende filtreres gennem et 0,45 µm filter og analyseres kemisk for indhold af uorganiske stoffer og DOC. Resultater angives som udvasket mængde (mg/kg) ved den pågældende værdi af L/S. Ved to-trinstesten tilsættes nyt vand og proceduren gentages. Mens man ved kolonneudvaskningstesten får 7 punkter på udvaskningskurven som funktion af L/S, får man ved batchtesten kun et enkelt punkt, ved EN 12457-3 dog to punkter. Batchtesten er derfor en såkaldt overensstemmelsestest, som er beregnet til på rutinebasis at konfirmere mere detaljerede resultater opnået ved en grundlæggende karakteriseringstestning, hvor kolonnetesten er anvendt. I dansk lovgivning om anvendelse af restprodukter og jord (BEK 1662/2010) foreskrives anvendelse af EN 12457-1. I deponeringsbekendtgørelsen (BEK 1662/2011) foreskrives også anvendelse af 12457-2 til overensstemmelsestestning. Batchtesten er i nogle tilfælde, bl.a. i Miljøstyrelsen (2006) blevet anvendt til beskrivelse af udvaskningen af ikke-flygtige, organiske stoffer (f.eks. kulbrinter, PAH, PCB), hvor man i stedet for filtrering fraskiller eluatet alene ved centrifugering. Da der er risiko for at overvurdere stofudvaskningen ved denne metode, anbefales det i stedet at bruge den såkaldte ligevægtskolonnetest (se nedenfor).

Nogle lande, herunder Østrig og Tyskland, anvender eller tillader anvendelse af del 4 af batchserien, EN 12457-4, som svarer til EN 12457-2, dog med den forskel, at man ikke behøver at nedknuse partikler på op til 10 mm. Da fortolkningen af resultaterne fra batchtesten er baseret på en formodning om, at der er ligevægtslignende forhold under testen, er der en risiko for, at udvaskningen ved EN 12457-4 vil være kontrolleret af diffusion snarere end ligevægt (og derved ofte resultere i en mindre udvaskning end EN 12457-2), med mindre prøven på forhånd indeholder en stor fraktion af finere materiale.

I den ovenfor nævnte **ligevægtskolonnetest** recirkuleres demineraliseret vand over en periode på 7 dage mange gange gennem en kolonne indeholdende det materiale, som skal testes. Som navnet antyder, er det intentionen, at der for de undersøgte stoffer skal opstå ligevægt mellem koncentrati-

onen i det testede materiale og koncentrationen i den vandige fase. Samtidig har systemet en selvfiltrerene virkning på eluatet. Testen, der normalt udføres ved en L/S-værdi på mellem 1 og 2 l/kg, og er udviklet af DTU og DHI i samarbejde, er blandt andet beskrevet i DHI (2003). Den kan anvendes på ikke-flygtige organiske forbindelser såsom (nogle) kulbrinter, PAH og PCB. Resultatet af ligevægtskolonnetesten svarer på mange måder til resultatet af en batchudvaskningstest, som dog ikke er så velegnet til organiske stoffer.

6.2.4 pH-afhængighedstest

Et vigtigt led i karakteriseringen af udvaskningen af uorganiske stoffer og DOC fra materialer, der skal anvendes eller deponeres, er kendskab til, hvorledes udvaskningen ændrer sig, hvis pH ændrer sig, f.eks. som følge af udefra kommende påvirkninger, eventuelt over længere tid. I denne sammenhæng anvendes den såkaldte pH-afhængighedsudvaskningstest, som på europæisk plan findes i to versioner, CEN/TS 14429 og CEN/TS 14997. I begge tilfælde bestemmes udvaskningen ved fastholdt pH og L/S = 10 l/kg med omrøring over en periode på 48 timer på materialer nedknust til < 1 mm (for at minimere diffusionsmodstand) for typisk 8 pH-værdier i intervallet pH = 2 eller 4 til 12. Ved CEN/TS 14429 indstilles pH ved initiel tilsætning af forud beregnede mængder af HNO_3 eller NaOH og en efterfølgende justering, mens pH ved CEN/TS 14997 fastholdes ved kontinuerlig måling af pH og computerstyret feed-back-tilsætning af HNO_3 eller NaOH. Ved kontakttidens ophør måles der pH og ledningsevne på væskefraktionen, som efterfølgende filtreres gennem et 0,45 µm filter og analyseres kemisk for indhold af uorganiske stoffer og DOC. Resultaterne angives som koncentration (mg/l) eller udvasket stofmængde (mg/kg) som funktion af pH.

6.2.5 Anvendelse og sammenligning af udvaskningstests

De fleste af de resultater af udvaskningstests, som er tilgængelige for knust beton og tegl, er udført i henhold til batchtestene EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) og EN 12457-2 eller EN 12457-4 (L/S = 10 l/kg), hvoraf den første anvendes i Danmark og den anden i de fleste andre lande. I Holland anvendes en kolonnetest NEN 7373/NEN 7383, hvor der kun analyseres én akkumuleret eluatfraktion, L/S = 0-10 l/kg. Resultaterne fra den hollandske test ved L/S = 0-10 l/kg er sammenlignelige med tilsvarende resultater af CEN/TS 14405 og også med resultaterne af batchtesten EN 12457-2 (og EN 12457-3 ved L/S = 0-10 l/kg). Der foreligger kun ganske få resultater af udvaskning af organiske stoffer fra knust beton og tegl i henhold til den danske ligevægtskolonnetest. Tilsvarende findes der kun få resultater af udvaskning fra knust beton og tegl med pH-afhængighedstestene CEN/TS 14229 og CEN/TS 14997, da hverken disse eller ligevægtskolonnetesten anvendes rutinemæssigt i denne sammenhæng.

6.3 Danske data

6.3.1 Datakilder

Der foreligger kun forholdsvis få danske undersøgelser af sammensætning af og stofudvaskning fra bygge- og anlægsaffald, herunder fraktionerne knust beton og tegl, der anvendes som aggregater. Følgende brugbare kilder er fundet:

- Miljøprojekt nr. 1083 (Miljøstyrelsen, 2006)
- Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 38 (Bødker, 2006)
- Undersøgelse af "rent" bygge- og anlægsaffald (Kristensen, 1997)
- AltMat-projektet (DHI, 1999)

Miljøprojekt nr. 1083

Der er udtaget prøver af oparbejdet bygge- og anlægsaffald fra 6 forskellige oparbejdningsanlæg i Danmark (se Miljøprojekt 1083 for information om prøvetagning). Følgende fraktioner er analyseret for indhold af sporelementer (efter oplukning i henhold til DS 259) og for indhold af kulbrinter, PAH og PCB:

6 prøver af ren beton 0/32 mm
1 prøve af ren beton 32/70 mm
1 prøve af ren tegl 0/32 mm
3 prøver af en blanding af beton og tegl 0/32 mm

Tre prøver af ren beton 0/32 mm og 1 prøve af tegl 0/32 samt to prøver af beton/tegl 0/32 blevet underkastet en batchudvaskningstest (EN 12457-1) ved L/S = 2 l/kg, dog kun med en kontakttid på 6 timer (første trin af EN 12457-3), og analyse for uorganiske stoffer (salte og sporelementer). De 6 timers kontakttid er sikkert blevet anvendt, fordi dette på undersøgelsestidspunktet var foreskrevet i bekendtgørelsen om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsformål (som ikke omfattede bygge- og anlægsaffald). For de fleste stoffer vil der ikke være stor forskel på resultaterne efter henholdsvis 6 og 24 timers kontakttid.

Én prøve af ren beton 0/32 mm og 1 prøve af tegl 0/32 er blevet underkastet en batchudvaskningstest (EN 12457-1) ved L/S = 2 l/kg og en kontakttid på 24 timer i glasudstyr, hvor separation af faststof og eluat alene er sket ved centrifugering, og hvor eluatet er blevet analyseret for kulbrinter, PAH og PCB.

Faststofindholdet af sporelementer i prøverne af ren knust beton og ren knust tegl overholder kriterierne for Kategori 1 i BEK 1662/2010, mens udvaskningskriterierne for kategori 1 og 2 for Cr overskrides af begge produkter, og den tilsvarende grænseværdi for Ba i ét tilfælde overskrides for ren knust beton. Èn prøve af beton/tegl overskrider faststofgrænsen for kategori 1 for Cd. For blandinger af beton og tegl overskrides udvaskningskriterierne for kategori 1 og 2 for både Cr, Cu og Ni.

Arbejdsrapport nr. 38
I forbindelse med undersøgelsen "Miljøvurdering af nye betontyper", som blev gennemført af Teknologisk Institut i 2006, har DHI gennemført batchudvaskningstests med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg og 24 timers kontakttid) på friske og karbonatiserede prøver af tre betontyper: "håndværkerbeton" (uden additiver), beton med flyveaske og mikrosilika og beton med flyveaske alene. Mens håndværkerbetonen efterhånden anvendes i meget begrænset omgang, er de to øvrige betontyper meget anvendt. Hensigten med karbonatiseringen var at simulere den ældning, som betonen på længere sigt vil blive udsat for, især når den bliver knust. Eluaterne blev analyseret for en række sporelementer. Karbonatiseringen medførte en reduktion af pH i eluatet fra ca. 12,3 til mellem 8,7 og 9,4 og øgede udvaskningen af Cd, Cr, Mo, Sb og V, mens udvaskningen af Ba og Pb blev reduceret. Resultaterne for alle prøverne overskred grænseværdierne for udvaskning af Cr i BEK 1662/2010 (som pt. ikke gælder for bygge- og anlægsaffald), og resultaterne for de ikke-karbonatiserede prøver overskred grænseværdien for Ba.

Undersøgelse af "rent" bygge- og anlægsaffald
Ved denne undersøgelse, som blev gennemført i Århus Amt i 1997, blev der fra syv genanvendelsesanlæg udtaget et antal prøver af bygge- og anlægsaffald til genbrug, herunder 4 prøver af knust beton og 4 prøver af knust tegl. Materialet blev analyseret for indhold polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH), pentachlorphenol (PCP) og øvrige chlorphenoler samt for kulbrinter ved GF/FID. Desuden blev materialet analyseret for indhold af sporelementer (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn) efter oplukning med 7 M HNO_3 ved 1 atmosfæres overtryk i henhold til DS 259. Der blev ikke gennemført udvaskningsforsøg på disse prøver.

AltMat-projektet
Dataene fra dette projekt er ikke tidligere offentliggjorte resultater fra et europæisk projekt, som VKI sammen med Vejteknisk Institut i perioden 1998 – 1999 deltog i. Fra en vej ved Vejle blev der udtaget prøver af knust beton, der havde været anvendt som et 20 cm bærelag, i vejen, i perioden 1990 til 1998. Af disse prøver fremstilledes en blandprøve, som efter neddeling og nedknusning blev analyseret for indhold af uorganiske stoffer (efter totaloplukning med HF, HNO_3 og HCl – se oven-

for) og total organisk kulstof (TOC)/ikke-flygtigt organisk kulstof (NVOC). Herefter blev der gennemført en batchudvaskningstest (EN 12457-3 ved L/S = 2 og 10 l/kg, akkumuleret), en kolonneudvaskningstest (NT ENVIR 002, som svarer til og kan sammenlignes med CEN/TS 14405) til L/S = 2 l/kg og en pH-statisk udvaskningstest (svarende til CEN/TS 14997). Der blev ikke analyseret for indhold eller udvaskning af organiske stoffer (udover TOC og opløst organisk kulstof, DOC).

6.3.2 Resultater

Faststofindhold

Resultaterne af de fire undersøgelser af dansk bygge- og anlægsaffald er i Tabel 13 og

Tabel 14 vist på oversigtsform som antal prøver (N), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median og som 10 %-fraktil (dvs. den værdi, som 10 % af prøverne ikke overskrider) og 90%-fraktil (den værdi, som 90 % af prøverne ikke overskrider). I en række tilfælde er der kun én prøve, som er analyseret for et givet stof; i så fald ses det samme tal i alle kolonner. Tabel 13 viser resultater af analyse af indhold af uorganiske stoffer i prøver af knust beton, mens

Tabel 14 viser de fundne indhold af organiske stoffer i prøver af knust beton.

TABEL 13 INDHOLD AF UORGANISKE STOFFER I DANSKE PRØVER AF KNUST BETON (MILJØSTYRELSEN 2006, KRISTENSEN 1997, DHI 1999).

Beton	N	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Si							
Ca	1	100000	100000	100000	100000	100000	100000
Mg	1	10000	10000	10000	10000	10000	10000
Al	1	20000	20000	20000	20000	20000	20000
Fe	1	40000	40000	40000	40000	40000	40000
Na	1	40000	40000	40000	40000	40000	40000
K	1	10000	10000	10000	10000	10000	10000
As	12	2	10	5.1	5.3	2.2	7.7
Cd	12	0.10	0.3	0.17	0.15	0.10	0.229
Cr	12	7.5	40	18	16	10.4	23.9
Cu	12	9.2	45	20	17.5	11.1	35.7
Hg	10	0.03	0.43	0.16	0.15	0.048	0.313
Mn	1	500	500	500	500	500	500
Mo	1	2	2	2	2	2	2
Ni	12	6.4	40	12	11	7.9	12
Pb	12	5.7	30	12	11	6.4	19.7
V	1	40	40	40	40	40	40
Zn	12	31	69	51	50	41	61

Datamaterialet for faststofindhold i danske prøver af knust beton er ret spinkelt, men det fremgår af Tabel 13, at indholdet af uorganiske stoffer ikke overstiger grænseværdierne for anvendelse af jord og restprodukter som kategori 1 i BEK 1662/2010. Af

Tabel 14 fremgår det derimod, at indholdet af kulbrinter (C6-C35) i halvdelen af de 12 undersøgte prøver (medianværdien på 175 mg/kg) overskrider Jordkvalitetskriteriet på 100 mg/kg (Miljøstyrelsen, 2010b). Medianværdien for indhold af C6-C35 overstiger også grænseværdien for modtagelse af inert affald på et deponeringsanlæg for inert affald på 150 mg/kg målt som C6-C40 (BEK 1049/2013).

TABEL 14 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I DANSKE PRØVER AF KNUST BETON (MILJØSTYRELSEN 2006, KRISTENSEN 1997, DHI 1999)

Faststofindhold i knust beton	N		Min		Max		Middel		Median		10 percentil		90 percentil
Stof			mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg
TOC	1		6100		6100		6100		6100		6100		6100
Benzen	3	<	0.1	<	0.1	<	0.1	<	0.1	<	0.1	<	0.1
Toluen	3	<	0.1	<	0.1	<	0.1	<	0.1	<	0.1	<	0.1
Ethylen													
Xylener	3	<	0.5	<	0.5	<	0.5	<	0.5	<	0.5	<	0.5
C6-C10	7	<	5.0		6.4	<	5.3	<	5.0	<	5		5.9
C10-C25	7		30		160		71		54		38		124
C25-C35	7		54		120		96		100		65		120
Sum C6-C35	12		56		300		182		175		94		260
Naphthalen	7	<	0.005		0.017	<	0.0084	<	0.0065	<	0.005		0.013
Acenaphtylen	7	<	0.005		0.011	<	0.0064	<	0.005	<	0.005		0.0087
Acenaphthen	7	<	0.005		0.0092	<	0.0060	<	0.005	<	0.005		0.0077
Fluoren	7	<	0.005		0.012	<	0.0070	<	0.005	<	0.005		0.011
Phenanthren	7		0.031		0.17		0.089		0.066		0.031		0.16
Anthracen	7		0.005		0.034		0.018		0.013		0.0062		0.032
Fluoranthen*	7		0.067		0.22		0.13		0.11		0.068		0.21
Pyren	7		0.055		0.19		0.11		0.1		0.057		0.17
Benz(a)anthracen	7		0.025		0.084		0.054		0.045		0.028		0.083
Chrysen/triphenylen	7		0.025		0.095		0.063		0.06		0.035		0.095
Benz(b+j+k)fluoranthen*	7		0.038		0.13		0.087		0.098		0.048		0.13
Benz(a)pyren*	11		0.019		1.2		0.20		0.071		0.025		0.47
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	7		0.013		0.064		0.035		0.036		0.017		0.055
Dibenz(a,h)anthracen*	10	<	0.005		0.09		0.020		0.0099	<	0.005		0.045
Benz(g,h,i)perylen	7		0.011		0.063		0.032		0.03		0.015		0.050
Sum 16 PAH (US EPA)	7		0.29		1.2		0.69		0.66		0.33		1.1
Sum 15 PAH	5		2.81		14.3		6.4		4.4		2.8		12
Sum 5 PAH (MST*)	12		0.15		6.56		1.4		0.49		0.17		2.9
Pentachlorphenol, PCP	2		0.01		0.01		0.01		0.01		0.01		0.01
Chorphenoler excl. PCP	2		0.01		0.01		0.01		0.01		0.01		0.01
PCB nr. 28	7	<	0.005	<	0.005	<	0.005	<	0.005	<	0.005	<	0.005
PCB nr. 52	7	<	0.005	<	0.005	<	0.005	<	0.005	<	0.005	<	0.005
PCB nr. 101	7	<	0.005		0.017	<	0.0067	<	0.005	<	0.005		0.0098
PCB nr. 118	7	<	0.005		0.0061	<	0.0052	<	0.005	<	0.005		0.0054
PCB nr. 138	7	<	0.005		0.044	<	0.011	<	0.005	<	0.005		0.021
PCB nr. 153	7	<	0.005		0.035	<	0.0093	<	0.005	<	0.005		0.017
PCB nr. 180	7	<	0.005		0.027	<	0.0081	<	0.005	<	0.005		0.014
Sum af PCB7	8	<	0.035		0.31	<	0.081	<	0.035	<	0.035		0.18

I Tabel 15 ses de fundne indhold af sporelementer i prøverne af tegl, mens Tabel 16 viser indholdet af organiske stoffer i prøverne (for de fleste stoffers vedkommende kun én prøve) af knust tegl.

TABEL 15 INDHOLD AF UORGANISKE STOFFER I DANSKE PRØVER AF KNUST TEGL (MILJØSTYRELSEN 2006, KRISTENSEN 1997).

Faststofindhold i tegl	N	Min	Max	Middel	Median	10 percentil	90 percentil
Stof		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	4	3.7	6.8	5.5	5.8	5.1	6.6
Cd	4	0.1	0.23	0.2	0.18	0.12	0.22
Cr	4	10	22	17	18	12	21
Cu	4	8.4	23	13	9.3	8.52	19
Hg	3	0.05	0.25	0.1	0.05	0.05	0.21
Ni	4	9.3	17	13	13	9.8	16
Pb	6	9.3	480	120	42	14	305
Zn	4	48	71	61	62	50	70

TABEL 16 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I DANSKE PRØVER AF KNUST TEGL (MILJØSTYRELSEN 2006, KRISTENSEN 1997).

Faststofindhold i tegl	N	Min	Max	Middel	Median	10 percentil	90 percentil
Stof		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Benzen	2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Toluen	2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Ethylen							
Xylener	2	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5
BTEX							
C6-C10	1	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
C10-C25	1	29	29	29	29	29	29
C25-C35	1	62	62	62	62	62	62
Sum C6-C35	5	45	290	131.2	110	63.4	222
Naphthalen	1	0.019	0.019	0.019	0.019	0.019	0.019
Acenaphtylen	1	0.0066	0.0066	0.0066	0.0066	0.0066	0.0066
Acenaphthen	1	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045
Fluoren	1	0.032	0.032	0.032	0.032	0.032	0.032
Phenanthren	1	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Anthracen	1	0.055	0.055	0.055	0.055	0.055	0.055
Fluoranthen*	1	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42
Pyren	1	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34
Benz(a)anthracen	1	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24	0.24
Chrysen/triphenylen	1	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28	0.28
Benz(b+j+k)fluoranthen*	1	0.41	0.41	0.41	0.41	0.41	0.41
Benz(a)pyren*	4	0.12	0.6	0.29	0.22	0.147	0.49
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	1	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
Dibenz(a,h)anthracen*	4	0.02	0.04	0.032	0.034	0.023	0.039
Benz(g,h,i)perylen	1	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099
Sum 16 PAH (US EPA)	1	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6
Sum 15 PAH	5	0.65	7.3	3.3	3.5	0.99	5.9
Sum 5 PAH (MST*)	6	0.28	3.3	1.4	1.3	0.49	2.4
Pentachlorphenol, PCP	1	0.022	0.022	0.022	0.022	0.022	0.022
Chorphenoler excl. PCP							
PCB nr. 28	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
PCB nr. 52	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
PCB nr. 101	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
PCB nr. 118	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
PCB nr. 138	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
PCB nr. 153	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
PCB nr. 180	1	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Sum af PCB7	1	< 0.035	< 0.035	< 0.035	< 0.035	< 0.035	< 0.035

Datamaterialet for faststofindhold i danske prøver af knust tegl er særdeles spinkelt, specielt for indholdet af organiske stoffer. Af dataene i Tabel 15 fremgår, at medianværdien for indholdet af Pb (42 mg/kg) baseret på 6 prøver overstiger grænseværdien (40 mg/kg) for anvendelse af jord og restprodukter som kategori 1 i BEK 1662/2010. Medianværdien for kulbrinter (C6-C35) på 110

mg/kg baseret på 5 prøver overskrider Jordkvalitetskriteriet på 100 mg/kg (Miljøstyrelsen, 2010b). Det forekommer umiddelbart mest sandsynligt, at indholdet af kulbrinter stammer fra andre fraktioner af bygge- og anlægsaffald og skyldes mangelfuld sortering. De øvrige målte stoffer overskrider ikke grænseværdierne og Jordkvalitetskriterierne.

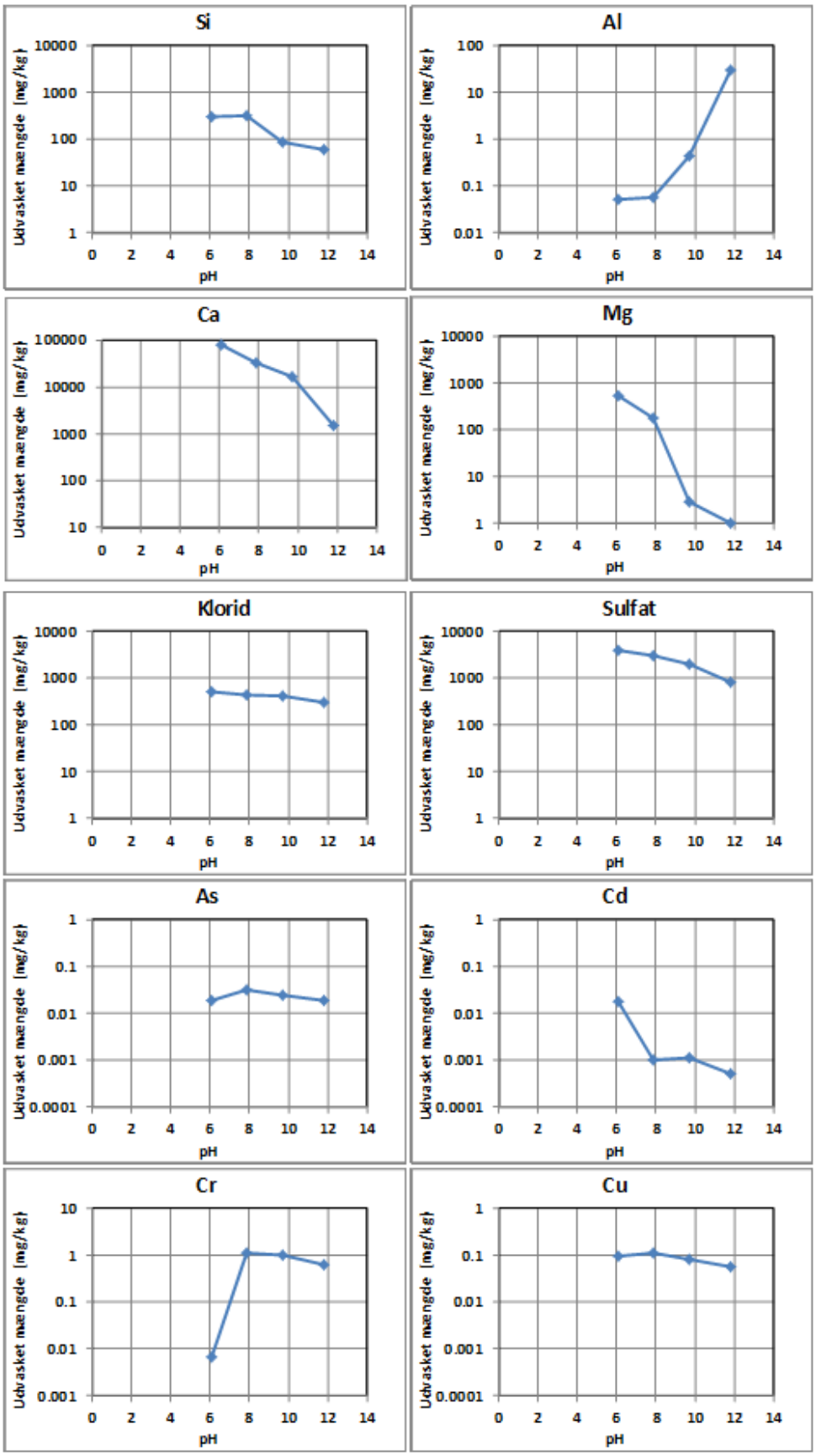
Stofudvaskning

Resultaterne af de danske undersøgelser af udvaskningen af uorganiske stoffer fra prøver af beton- og teglfraktionerne er ligesom faststofindholdene vist på oversigtsform som antal prøver (N), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median og som 10 %-fraktil og 90 %-fraktil. I en række tilfælde er der kun én prøve, som er analyseret for et givet stof, og så fald ses det samme tal i alle kolonner.

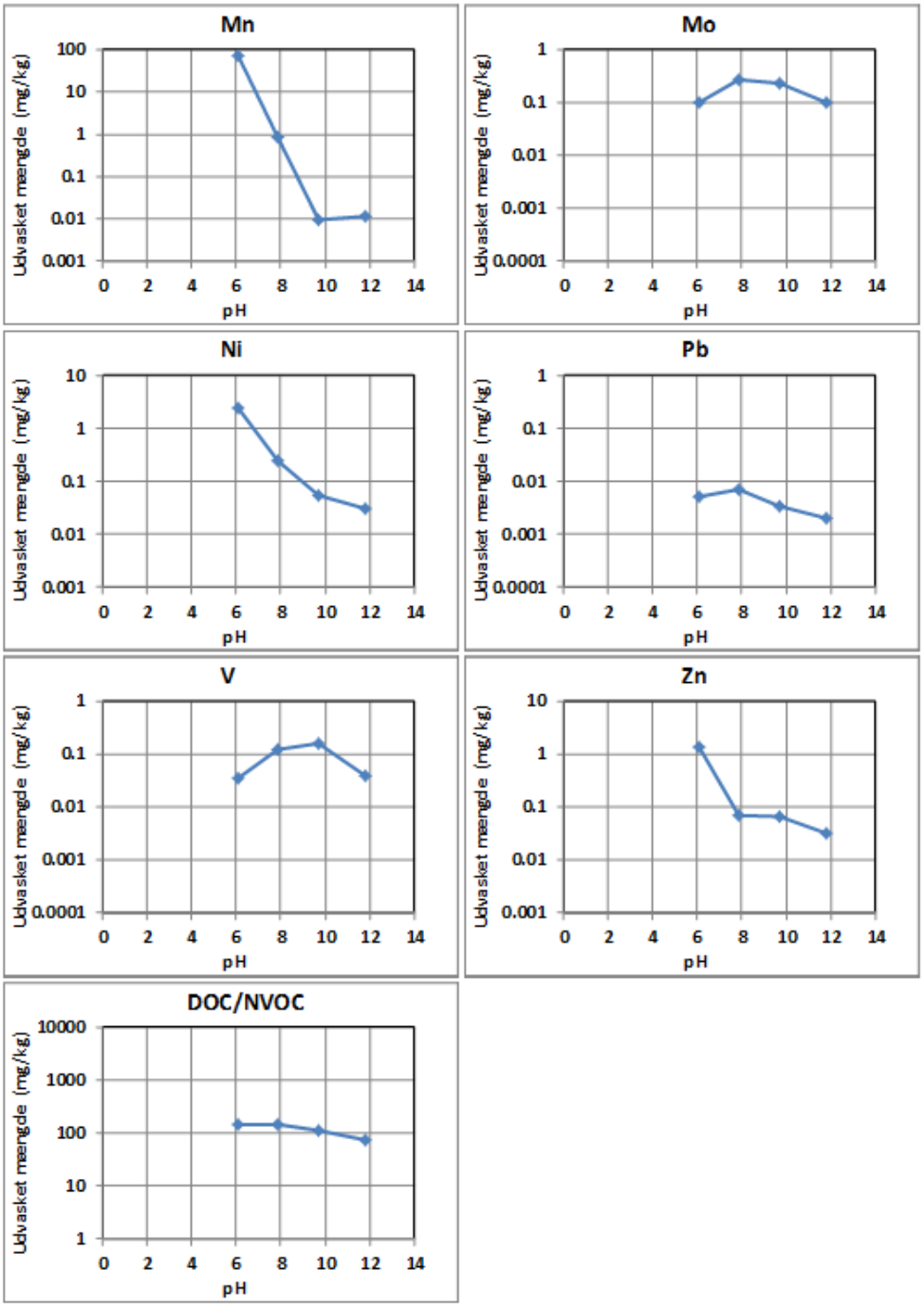
I Tabel 17 ses resultaterne af udvaskning af uorganiske stoffer og DOC (udvaskede stofmængder) fra 11 prøver af knust beton (11 batchtests og 1 kolonneudvaskningstest) ved L/S = 2 l/kg sammen med resultatet af en batchtest, også ved L/S = 2 l/kg, udført på en prøve af knust tegl. I Figur 3 og Figur 4 ses stofudvaskningen som funktion af pH for en prøve af knust beton, der har været brugt som bærelag i en vej fra 1990 til 1998, fra AltMat-projektet (DHI, 1999). Højeste pH (=11,8) er materialets egen-pH i kontakt med vand. For knust beton kan man forvente, at pH over en årrække – afhængigt af eksponeringen til atmosfærisk kuldioxid eller kuldioxid opløst i gennemsivende vand – vil falde fra et startniveau for frisk beton på typisk 12 – 13 til et pH-niveau mellem 8 og 9 som følge af karbonatiseringen. Resultaterne af pH-afhængighedstesten kan derfor give et indtryk af, om man som følge af forventede fremtidige pH-ændringer kan forvente, at opløseligheden af et givet stof i betonen vil ændre sig væsentligt, og hvis det er tilfældet, om den vil stige eller falde.

TABEL 17 UDVASKNINGSDATA FOR OP TIL 11 DANSKE PRØVER AF KNUST BETON OG ÉN PRØVE AF KNUST TEGL. RESULTATERNE ER VIST SOM (AKKUMULEREDE) UDVASKEDE STOFMÆNGDER VED L/S = 2 L/KG (MILJØSTYRELSEN 2006, DHI 1999, BØDKER 2006).

Beton	N		Min		Max		Middel		Median		10 percentil		90 percentil		**Tegl**
Udvaskning v. L/S = 2 l/kg			mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		**1 prøve**
Klorid	6		24		216		108.83		84.5		39		203		120
Sulfat	6		8.7		93		30.05		15		9.15		66		1000
Si	3		1.4		11		4.6		1.5		1.4		9.1		
Ca	6		480		2100		1078.3		660		525		2050		460
Mg	3	<	0.02	<	0.2	<	0.11	<	0.1	<	0.036	<	0.18		
Al	1		3.0		3.0		3.0		3.0		3.0		3.0		
Fe	1	<	0.035	<	0.035	<	0.035	<	0.035	<	0.035	<	0.035		
Na	5		44		160		95		85		57.6		139.2		86
Ag	6		0.0018		0.017		0.0069		0.0055		0.0022		0.013		
As	11	<	0.0016		0.016	<	0.005	<	0.002	<	0.0016		0.010		0.0028
Ba	9	<	0.02		3.5		1.3		0.52		0.02		3.4		0.044
Bi	6		0.001		0.001		0.001		0.001		0.001		0.001		
Cd	11	<	0.0001		0.0034	<	0.0011	<	0.0006	<	0.0004	<	0.0032	<	0.0004
Cr	11		0.032		1.0		0.27		0.068		0.05		0.77		0.18
Cu	11		0.0051		0.051		0.018		0.016		0.0083		0.026		0.050
Hg	9	<	0.00003		0.00026	<	0.00015	<	0.00020		0.000040		0.00021		0.000019
Mn	11	<	0.0004	<	0.03	<	0.009	<	0.001	<	0.001	<	0.030	<	0.03
Mo	7		0.013		0.30		0.12		0.039		0.018		0.28		
Ni	11		0.0032		0.017		0.0079		0.0058		0.0034		0.013		0.015
Pb	11	<	0.001		0.04	<	0.0053	<	0.002		0.001	<	0.003	<	0.002
Sb	6	<	0.001		0.013	<	0.006	<	0.0047	<	0.001	<	0.0122		
Tl	6	<	0.001	<	0.001	<	0.001	<	0.001	<	0.001	<	0.001		
V	8	<	0.0002	<	0.21	<	0.057	<	0.0015	<	0.00076		0.175		
Zn	11		0.0028	<	0.0	<	0.014	<	0.015		0.0062		0.020	<	0.02
TOC	2		15		30		23		22.5		16.5		29		
pH	10		8.7		12.4		11.3		12.3		9.24		12.3		11.3
Ledningsevne (mS/m)	10		61		780		422		420		66.4		753		160



FIGUR 3 STOFUDVASKNING SOM FUNKTION AF PH FOR PRØVE AF KNUST BETON FRA ALTMAT-PROJEKTET (DHI, 1999).



FIGUR 4 STOFUDVASKNING SOM FUNKTION AF PH FOR PRØVE AF KNUST BETON FRA ALTMAT-PROJEKTET (DHI, 1999).

Af Tabel 17 fremgår det, at medianværdien af udvaskning af Cr baseret på 11 prøver af knust beton er 0,068 mg/kg, hvilket er højere end kravet til anvendelse af restprodukter under kategori 1 og 2 (0,020 mg/kg) i BEK 1662/2010. For Ba overskrider 90-percentilen (3,4 mg/kg) grænseværdien på 0,60 mg/kg i samme bekendtgørelse, baseret på 9 prøver. For den enlige prøve af knust tegl overskrides grænseværdierne for kategori 1 og 2 på 500 mg/kg for sulfat og på 0,020 mg/kg for Cr. Det bemærkes, at udvaskningskravene i BEK 1662/2011 er angivet i µg/l og derfor skal multipliceres med 0,001 x 2 l/kg for at blive udtrykt i mg/kg, så de kan sammenlignes med resultaterne af udvaskningstestene udført ved L/S = 2 l/kg. Datamaterialet må betegnes som meget spinkelt.

I Tabel 18 ses resultaterne af udvaskningen af organiske stoffer i en batchudvaskningstest ved L/S = 2 l/kg fra én prøve af knust beton og én prøve af knust tegl fra undersøgelsen i 2003 (Miljøstyrelsen, 2006).

TABEL 18 UDVASKNING AF ORGANISKE STOFFER FRA DANSKE PRØVER AF KNUST BETON OG KNUST TEGL (BATCHUDVASKNINGSTEST VED L/S = 2 L/KG). KILDE: MILJØSTYRELSEN (2006).

Prøve-ID		R-083-03		R-087-03
		Anlæg 2		Anlæg 5
Land:		DK		DK
Prøvetagningstidspunkt:		2003		2003
Materiale:		Beton 0/32		Tegl 0/32
Test/analyse:		EN 12457-1		EN 12457-1
L/S (l/kg):		2		2
Kontakttid (timer):		24		24
Enhed:		mg/kg		mg/kg
C6-C10	<	0.02	<	0.02
C10-C25		0.054		0.060
C25-C35		0.14	<	0.08
Sum C6-C35		0.19		0.060
Naphthalen		0.0015		0.00019
Acenaphtylen		0.00022		0.00006
Acenaphthen		0.00076		0.0002
Fluoren		0.00056		0.000096
Phenanthren		0.0052		0.00084
Anthracen		0,00076		0.00018
Fluoranthen*		0.0016		0.00082
Pyren		0.00088		0.0006
Benz(a)anthracen		0.000096		0.000086
Chrysen/triphenylen		0.00012		0.0001
Benz(b+j+k)fluoranthen*		0.000066		0.000054
Benz(a)pyren*		0.000022	<	0.00002
Indeno(1,2,3-cd)pyren*		0.000022	<	0.00002
Dibenz(a,h)anthracen*	<	0.00002	<	0.00002
Benz(g,h,i)perylen	<	0.00002	<	0.00002
Sum 16 PAH (US EPA)		0.015		0.0032
Sum 15 PAH				
Sum 5 PAH (MST*)		0.0017		0.00087
Pentachlorphenol, PCP				
Chorphenoler excl. PCP				
PCB nr. 28	<	0.00002	<	0.00002
PCB nr. 52	<	0.00002	<	0.00002
PCB nr. 101	<	0.00002	<	0.00002
PCB nr. 118	<	0.00002	<	0.00002
PCB nr. 138	<	0.00002	<	0.00002
PCB nr. 153	<	0.00002	<	0.00002
PCB nr. 180	<	0.00002	<	0.00002
Sum af PCB7	<	0.00002	<	0.00002
pH		12.2		11.7
Ledningsevne (mS/m)		330		170

Datamaterialet for udvaskning af organiske stoffer så spinkelt, som det kan være: én prøve af knust beton og én prøve af knust tegl. De fundne udvaskningsniveauer er meget lave og må nok siges at ligge under bagatelgrænsen.

6.4 Udenlandske data

6.4.1 Datakilder

De to mest omfattende og veldokumenterede udenlandske kilder til data vedrørende sammensætning af og stofudvaskning fra bygge- og anlægsaffaldsfraktionerne knust beton og knust tegl synes at være database- og ekspertsystemet LeachxS, som udvikles og ejes af ECN i Holland, Vanderbilt University i Nashville, Tennessee, USA og DHI, og INTRON/RIVM databasen, som omfatter resultater af en stor mængde hollandske kontroltests. Herudover er der indsamlet data for indhold i og udvaskning af et antal prøver af knust beton fra Belgien og Sverige.

LeachXS-databasen omfatter primært data for udvaskning af uorganiske stoffer (og DOC) fra mange forskellige affaldstyper og materialer, herunder bygge- og anlægsfraktionerne knust beton og knust tegl. Udvaskningsdataene for disse materialer er baseret på batchtests (primært ved L/S = 10 l/kg), kolonneudvaskningstests (fulde datasæt og akkumuleret udvaskning ved L/S = 10 l/kg) og pH-statiske udvaskningstests, som viser stofudvaskningens afhængighed af pH. For knust beton findes også data for indhold af uorganiske stoffer. Dataene, som er anvendt i denne sammenhæng, stammer primært fra Holland i 1990'erne (RIVM, 1995) og fra nyere, udstøbte prøver af cement/beton (van der Sloot et al., 2011).

INTRON/RIVM-databasen omfatter både analyser af indhold af organiske stoffer og resultater af udvaskningstests for uorganiske stoffer (i denne sammenhæng akkumuleret udvaskning ved L/S = 10 l/kg bestemt ved kolonnetesten NEN 7373/NEN 7383, som i alt væsentligt kan sammenlignes med CEN/TS 14405, som f.eks. anvendes i Danmark til karakteriseringstestning af affald til deponering). Dataene, som er publiceret i RIVM/INTRON (2008) stammer fra perioden 2003 – 2006 og afspejler testkravene i det hollandske Building Materials Decree (BMD, 1995), som i 2008 blev afløst af The Soil Quality Decree (SQD, 2007), som omfatter alle konstruktionsmaterialer, uanset om de er klassificeret som produkter eller affald.

De belgiske data stammer fra Flandern (OVAM, 2006) og omfatter analyser af indhold af 8 sporelementer, PAH og mineralolie samt udvaskning af op til 8 sporelementer og sulfat fra op til 18 prøver af knust beton udført ved NEN 7373/NEN 7383 og/eller EN 12457-3, begge ved L/S = 10 l/kg. Fra Sverige foreligger der analyser af indhold i op til 18 prøver og udvaskning af op til 4 prøver af uorganiske stoffer fra knust beton anvendt i to prøveveje. Desuden foreligger der enkelte udvaskningsdata for 4 prøver af knust tegl (Hartlén et al., 1999). De svenske udvaskningstests er udført efter EN 12457-3, som er en to-trins batchtest, og resultaterne er angivet både ved L/S = 2 l/kg (svarende til de danske data) og ved L/S = 10 l/kg (svarende til data fra de fleste andre lande).

6.4.2 Resultater fra Holland og LeachXS

Faststofindhold

I Tabel 19 til Tabel 21 ses indhold af organiske stoffer i bygge- og anlægsaffaldsfraktionen knust beton angivet som antal prøver (N),), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median og som 10%-fraktil og 90%-fraktil for perioderne 2003/2004, 2005 og 2006. Desuden er det angivet, hvor stor en procentdel af resultaterne, der ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode.

I Tabel 22 og Tabel 23 ses indhold af organiske stoffer i bygge- og anlægsaffaldsfraktionen knust tegl angivet som antal prøver (N),), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median og som 10%-fraktil og 90%-fraktil for perioderne 2003/2004, 2005 og 2006. Desuden er det angivet, hvor stor en procentdel af resultaterne, der ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode.

TABEL 19 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I KNUST BETON FRA HOLLAND 2003/2004 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Betonaggregat	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Benzen	91	78	0.007	0.21	0.034	0.035	0.007	0.04
Toluen	91	77	0.014	0.59	0.042	0.035	0.014	0.04
Ethylen	91	76	0.014	1.3	0.063	0.035	0.014	0.04
Xylener	88	73	0.028	4.1	0.11	0.049	0.029	0.07
Phenoler	94	64	0.02	1.5	0.42	0.53	0.07	0.53
Naphthalen	134	51	0.07	1.8	0.22	0.07	0.07	0.56
Phenanthren	134	18	0.07	8.5	1.11	0.46	0.07	3.1
Anthracen	134	56	0.07	1.9	0.21	0.07	0.07	0.52
Fluoranthen*	134	11	0.07	11	1.47	0.76	0.07	4
Chrysen	134	28	0.07	3.3	0.47	0.26	0.07	1.2
Benz(a)anthracen	134	29	0.07	3.6	0.53	0.27	0.07	1.3
Benz(a)pyren*	134	32	0.07	3	0.47	0.25	0.07	1.27
Benz(k)fluoranthen*	134	44	0.07	1.6	0.25	0.12	0.07	0.62
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	134	38	0.07	2.3	0.36	0.18	0.07	0.99
Benz(g,h,i)perylen	134	37	0.07	1.8	0.32	0.16	0.07	0.82
PAH (10)	280	6	0.2	39	4.6	2.6	0.7	11
PCB-total	85	62	0.007	2.4	0.1	0.084	0.007	0.12
Org. klorerede pesticider	78	63	0.007	0.37	0.14	0.15	0.014	0.21
Org. ikke-klor. pesticider	77	81	0.01	0.46	0.01	0.021	0.02	0.2
Mineralolie	357	6	6	1700	112	81	24	230
EOX	273	27	0.07	7.8	0.39	0.18	0.07	0.85

TABEL 20 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I KNUST BETON FRA HOLLAND 2005 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Betonaggregat	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Benzen	14	93	0.04	0.05	0.04	0.04	0.04	0.04
Toluen	14	71	0.035	0.06	0.041	0.035	0.035	0.06
Ethylen	14	71	0.035	0.6	0.16	0.035	0.035	0.06
Xylener	20	60	0.035	0.23	0.093	0.049	0.035	0.23
Phenoler	14	93	0.1	0.53	0.49	0.53	0.53	0.53
Naphthalen	31	13	0.07	7.4	1.01	0.5	0.07	1.4
Phenanthren	31	13	0.07	43	4.2	2	0.07	9.2
Anthracen	31	13	0.07	5.5	0.65	0.35	0.07	1.3
Fluoranthen*	31	13	0.07	48	5.4	2.8	0.07	12
Chrysen	31	13	0.07	14	1.68	0.87	0.07	3.6
Benz(a)anthracen	31	13	0.07	15	1.86	1	0.07	3.9
Benz(a)pyren*	31	13	0.07	11	1.54	0.9	0.07	3.5
Benz(k)fluoranthen*	31	13	0.07	6.4	0.85	0.49	0.07	1.8
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	31	13	0.07	10	1.23	0.91	0.07	2.1
Benz(g,h,i)perylen	31	13	0.07	7.9	1.01	0.6	0.07	2
PAH (10)	59	7	0.16	170	12	5.4	0.82	22
PCB-total	15	53	0.014	1.2	0.28	0.084	0.084	1
Org. klorerede pesticider	14	79	0.0053	0.32	0.15	0.15	0.12	0.23
Org. ikke-klor. pesticider	13	100	0.083	0.17	0.083	0.083	0.083	0.14
Mineralolie	100	8	10.5	390	87	84	20	131
EOX	80	19	0.07	6.3	0.59	0.25	0.07	1

TABEL 21 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I KNUST BETON FRA HOLLAND 2006 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Betonaggregat	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Benzen	19	100	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
Toluen	19	84	0.035	0.12	0.047	0.035	0.035	0.096
Ethylen	19	95	0.035	0.14	0.041	0.035	0.035	0.035
Xylener	19	74	0.049	0.99	0.15	0.049	0.049	0.39
Phenoler	19	100	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
Naphthalen	51	71	0.07	1.8	0.16	0.07	0.07	0.34
Phenanthren	51	20	0.07	11	0.61	0.26	0.07	0.93
Anthracen	51	73	0.07	1.3	0.15	0.07	0.07	0.33
Fluoranthen*	51	4	0.07	13	0.92	0.47	0.13	1.4
Chrysen	51	31	0.07	2.1	0.29	0.16	0.07	0.52
Benz(a)anthracen	51	27	0.07	2.5	0.35	0.2	0.07	0.67
Benz(a)pyren*	51	35	0.07	2.2	0.27	0.16	0.07	0.48
Benz(k)fluoranthen*	51	55	0.07	1.1	0.16	0.07	0.07	0.24
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	51	41	0.07	1.8	0.23	0.13	0.07	0.48
Benz(g,h,i)perylen	51	43	0.07	1.5	0.21	0.11	0.07	0.45
PAH (10)	51	14	0.49	35	3.3	1.9	0.49	5.4
PCB-total	19	89	0.069	0.32	0.091	0.084	0.069	0.089
Org. klorerede pesticider	20	85	0.062	0.19	0.1	0.086	0.062	0.15
Org. ikke-klor. pesticider	0	-	-	-	-	-	-	-
Mineralolie	52	2	10.5	270	102	81	39	190
EOX	80	19	0.07	6.3	0.59	0.25	0.07	1

TABEL 22 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I KNUST TEGL FRA HOLLAND 2003/2004 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Tegl	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Benzen	8	100	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
Toluen	8	100	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
Ethylen	8	100	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
Xylener	8	100	0.049	0.049	0.049	0.049	0.049	0.049
Phenoler	8	100	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53	0.53
Naphthalen	13	62	0.07	0.17	0.11	0.07	0.07	0.17
Phenanthren	13	31	0.07	0.7	0.34	0.35	0.07	0.7
Anthracen	13	77	0.07	0.15	0.09	0.07	0.07	0.15
Fluoranthen*	13	15	0.07	1.13	0.53	0.45	0.082	1.13
Chrysen	13	38	0.07	0.39	0.17	0.12	0.07	0.39
Benz(a)anthracen	13	38	0.07	0.41	0.18	0.14	0.07	0.41
Benz(a)pyren*	13	46	0.07	0.33	0.15	0.11	0.07	0.33
Benz(k)fluoranthen*	13	77	0.07	0.19	0.095	0.07	0.07	0.19
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	13	62	0.07	0.29	0.18	0.07	0.07	0.29
Benz(g,h,i)perylen	13	69	0.07	0.22	0.1	0.07	0.07	0.22
PAH (10)	13	15	1.93	3.9	1.93	1.8	0.54	3.9
PCB-total	8	63	0.098	0.12	0.098	0.084	0.084	0.12
Org. klorerede pesticider	8	63	0.17	0.21	0.17	0.15	0.15	0.21
Org. ikke-klor. pesticider	8	100	0.02	0.027	0.02	0.021	0.021	0.027
Mineralolie	14	14	39	55	39	46	12	55
EOX	8	50	0.73	1.72	0.73	0.11	0.07	1.72

TABEL 23 INDHOLD AF ORGANISKE STOFFER I KNUST TEGL FRA HOLLAND 2005 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Tegl	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Benzen	3	100	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
Toluen	3	67	0,035	0,06	0,043	0,035	0,035	0,055
Ethylen	3	100	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
Xylener	6	67	0,035	0,3	0,12	0,049	0,035	0,27
Phenoler	2	100	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53
Naphthalen	5	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Phenanthren	5	60	0,07	0,16	0,11	0,07	0,07	0,16
Anthracen	5	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Fluoranthen*	5	60	0,07	0,27	0,15	0,07	0,07	0,27
Chrysen	5	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Benz(a)anthracen	5	80	0,07	0,12	0,08	0,07	0,07	0,1
Benz(a)pyren*	5	80	0,07	0,11	0,078	0,07	0,07	0,094
Benz(k)fluoranthen*	5	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	5	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Benz(g,h,i)perylen	5	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
PAH (10)	5	60	0,49	1,1	0,71	0,49	0,49	1,06
PCB-total	2	100	0,084	0,084	0,084	0,084	0,084	0,084
Org. klorerede pesticider	2	100	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Org. ikke-klor. pesticider	2	100	0,083	0,083	0,083	0,083	0,083	0,083
Mineralolie	7	29	10,5	36	22	21	10,5	34

Stofudvaskning

Tabel 24 viser udvaskningsresultater fra LeachXS-databasen (akkumulerede udvaskede stofmængder) for knust beton og udstøbt cement fundet ved batch og kolonnetests ved L/S = 10 l/kg udtrykt som middelværdier, medianværdier, standardafvigelser og 90% konfidensgrænser (CL). Desuden er antal prøver (N) og L/S angivet. For standardafvigelser og konfidensgrænser er der angivet både en nedre (-) og en øvre (+) grænse, idet dataene er logaritmisk normalfordelt.

TABEL 24 UDVASKNINGSDATA FRA BATCH- OG KOLONNETESTS (L/S = 10 L/KG) PÅ KNUST BETON OG UDSTØBT CEMENT (KILDE: LEACHXS, 2012).

Element	Middel	Median	Std.Afv. +	Std.Afv. -	CL+ (90%)	CL- (90%)	N	L/S
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		l/kg
As	0.198	0.250	0.467	0.084	0.400	0.098	79	10
Ba	3.72	4.00	8.08	1.71	7.04	1.97	112	10
Cd	0.0045	0.0050	0.0067	0.0031	0.0063	0.0033	80	10
Cl	98	98	197	49	174	55	91	10
Cr	0.062	0.050	0.105	0.036	0.095	0.040	88	10
Cu	0.127	0.125	0.238	0.068	0.213	0.076	94	10
Mo	0.057	0.058	0.099	0.032	0.090	0.036	91	10
Ni	0.053	0.050	0.094	0.030	0.085	0.033	80	10
Pb	0.102	0.100	0.165	0.063	0.151	0.068	81	10
Sb	0.019	0.020	0.025	0.015	0.024	0.016	79	10
Se	0.020	0.020	0.023	0.017	0.023	0.018	78	10
SO4	7.01	5.50	19.49	2.54	20.26	2.43	13	2
V	0.091	0.100	0.170	0.049	0.152	0.054	81	10
Zn	0.190	0.200	0.277	0.130	0.259	0.139	81	10

I Tabel 25 til Tabel 27 ses udvaskningsresultater fra knust beton angivet som antal prøver (N), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median og som 10%-fraktil og 90%-fraktil for perioderne 2003/2004, 2005 og 2006 ved L/S = 10 l/kg. Desuden er det angivet, hvor stor en procentdel af resultaterne, der ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode.

TABEL 25 UDVASKNING AF UORGANISKE STOFFER VED L/S = 10 L/KG I KNUST BETON FRA HOLLAND 2003/2004 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Betonaggregat	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Stofudvaskning			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	80	75	0.028	0.25	0.16	0.18	0.07	0.18
Ba	487	0	0.28	15	4.1	3.9	1.14	7.5
Cd	86	77	0.0028	0.0007	0.0056	0.007	0.0028	0.007
Co	81	56	0.0049	0.15	0.044	0.035	0.035	0.07
Cr	117	40	0.014	63	0.6	0.04	0.035	0.1
Cu	254	12	0.035	1.3	0.15	0.12	0.035	0.29
Hg	81	75	0.0003	0.007	0.0014	0.0011	0.0011	0.0035
Mo	259	10	0.014	0.49	0.07	0.05	0.021	0.15
Ni	83	40	0.014	0.14	0.064	0.05	0.035	0.13
Pb	122	59	0.021	0.58	0.1	0.07	0.07	0.21
Sb	80	75	0.006	0.027	0.014	0.014	0.0063	0.014
Se	85	72	0.007	0.02	0.013	0.014	0.01	0.014
Sn	80	75	0.01	0.14	0.095	0.07	0.021	0.14
V	91	76	0.035	0.23	0.08	0.07	0.07	0.07
Zn	86	71	0.07	0.49	0.16	0.14	0.13	0.16
Fluorid	164	0	1	18	3.6	2.7	1.9	6.6
Klorid	201	0	18	660	122	110	60	191
Sulfat	152	1	11	341	96	75	39	210
Bromid	134	56	28	3.8	0.5	0.35	0.35	0.56

TABEL 26 UDVASKNING AF UORGANISKE STOFFER VED L/S = 10 L/KG FRA KNUST BETON FRA HOLLAND 2005 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Betonaggregat	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Stofudvaskning			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	14	93	0.17	0.2	0.18	0.18	0.17	0.18
Ba	99	0	0.27	9.3	3.3	2.9	0.9	6.7
Cd	14	93	0.0035	0.07	0.0082	0.0035	0.0035	0.0035
Co	14	93	0.035	0.07	0.037	0.035	0.035	0.035
Cr	22	82	0.01	0.093	0.041	0.035	0.035	0.071
Cu	68	15	0.035	0.4	0.15	0.13	0.035	0.27
Hg	14	93	0.001	0.005	0.0013	0.0011	0.001	0.0011
Mo	60	17	0.017	0.79	0.058	0.046	0.018	0.076
Ni	18	72	0.035	0.2	0.061	0.035	0.035	0.14
Pb	14	86	0.07	0.3	0.089	0.07	0.07	0.098
Sb	14	93	0.009	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014
Se	14	93	0.009	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014
Sn	14	93	0.02	0.14	0.09	0.07	0.035	0.14
V	14	93	0.07	0.3	0.086	0.07	0.07	0.07
Zn	15	87	0.14	4.5	0.47	0.14	0.14	0.48
Fluorid	26	0	0.26	13	3.8	2.7	1.55	8.8
Klorid	36	0	28	800	140	81	46	280
Sulfat	72	1	25	1800	139	78	38	300
Bromid	15	73	0.32	0.8	0.43	0.35	0.35	0.6

TABEL 27 UDVASKNING AF UORGANISKE STOFFER VED L/S = 10 L/KG FRA KNUST BETON FRA HOLLAND 2006 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Betonaggregat		N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Stofudvaskning				mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As		3	100	0.18	0.18	-	0.18	0.18	0.18
Ba		35	0	0.54	9.5	4	3.6	0.85	7.5
Cd		3	100	0.004	0.0035	-	0.0035	0.0035	0.0035
Co		4	100	0.035	0.035	0.04	0.035	0.035	0.035
Cr		6	100	0.035	0.07	-	0.035	0.035	0.07
Cu		28	21	0.035	0.25	0.11	0.11	0.035	0.2
Hg		3	100	0.001	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011
Mo		8	13	0.018	0.094	0.06	0.06	0.035	0.091
Ni		3	100	0.035	0.14	0.1	0.14	0.056	0.14
Pb		3	100	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Sb		5	100	0.006	0.0063	0.01	0.014	0.0063	0.014
Se		3	100	0.014	0.014	0.01	0.014	0.014	0.014
Sn		3	100	0.053	0.14	0.09	0.07	0.056	0.13
V		4	100	0.07	0.21	0.1	0.07	0.07	0.17
Zn		3	67	0.14	0.32	0.2	0.14	0.14	0.28
Fluorid		6	0	2.1	3.3	3	2.4	2.2	3
Klorid		23	13	55	305	147	140	65	248
Sulfat		39	28	17	240	116	90	32	210
Bromid		4	100	0.32	0.32	-	0.35	0.33	0.35

I Tabel 28 ses udvaskningsresultater fra LeachxS-databasen (akkumulerede udvaskede stofmængder) for knust tegl fundet ved batch og kolonnetests ved L/S = 10 l/kg udtrykt som middelværdier, medianværdier, standardafvigelser og konfidensgrænser (CL). Desuden er antal prøver (N) og L/S angivet. For standardafvigelser og konfidensgrænser er der angivet både en nedre (-) og en øvre (+) grænse, idet dataene er logaritmisk normalfordelt.

TABEL 28 UDVASKNINGSDATA FRA BATCH- OG KOLONNETESTS (L/S = 10 L/KG) PÅ KNUST TEGL (KILDE: LEACHXS, 2012).

Element	Middel	Median	Std.Afv. +	Std.Afv. -	CL+ (90%)	CL- (90%)	N	L/S
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		l/kg
As	0.0220	0.0395	0.0756	0.0064	0.0607	0.0080	10	10
Ba	0.54	0.27	2.50	0.12	1.90	0.15	8	10
Cd	0.0018	0.0020	0.0023	0.0014	0.0022	0.0014	7	10
Cl	91	128	249	33	208	40	7	10
Cr	0.126	0.122	0.165	0.096	0.157	0.101	4	10
Cu	0.081	0.101	0.173	0.038	0.151	0.043	10	10
Mo	0.107	0.105	0.144	0.080	0.136	0.085	7	10
Ni	0.0355	0.0978	0.1643	0.0077	0.1250	0.0101	10	10
Pb	0.0228	0.0441	0.0803	0.0065	0.0641	0.0081	10	10
SO4	365	308	1600	83	1229	108	7	10
Zn	0.0341	0.0300	0.4846	0.0024	0.3019	0.0038	5	10

I Tabel 29 og Tabel 30 ses udvaskningsresultater fra knust tegl angivet som antal prøver (N), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median og som 10 %-fraktil og 90 %-fraktil for perioderne 2003/2004 og 2005 ved L/S = 10 l/kg. Desuden er det angivet, hvor stor en procentdel af resultaterne, der ligger under detektionsgrænsen for den anvendte analysemetode.

TABEL 29 UDVASKNING AF UORGANISKE STOFFER VED L/S = 10 L/KG FRA KNUST TEGL FRA HOLLAND 2003/2004 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Tegl	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Stofudvaskning			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	7	100	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
Ba	16	0	0.21	2	0.68	0.51	0.29	1.48
Cd	7	100	0.0035	0.007	0.006	0.007	0.0035	0.007
Co	7	100	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
Cr	16	6	0.035	0.21	0.12	0.12	0.06	0.19
Cu	10	30	0.035	0.17	0.082	0.08	0.035	0.13
Hg	7	100	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011	0.0011
Mo	10	0	0.03	0.32	0.063	0.035	0.03	0.068
Ni	7	100	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
Pb	7	100	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Sb	7	100	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014
Se	7	100	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014
Sn	7	100	0.07	0.14	0.11	0.14	0.07	0.14
V	7	43	0.07	0.3	¨0.16	0.13	0.07	0.29
Zn	7	100	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14
Fluorid	7	0	1.6	2.8	2.1	2	1.78	2.6
Klorid	7	0	69	140	114	120	78	140
Sulfat	7	0	73	759	428	440	125	718
Bromid	13	100	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35

TABEL 30 DVASKNING AF UORGANISKE STOFFER VED L/S = 10 L/KG FRA KNUST TEGL FRA HOLLAND 2005 (KILDE: INTRON/RIVM, 2008).

Tegl	N	%<dl	Min	Max	Middel	Median	10%-fraktil	90%-fraktil
Indhold			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	2	100	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18
Ba	6	0	0,42	2	0,93	0,68	0,45	1,65
Cd	2	100	0,0035	0,0035	0,0035	0,00035	0,0035	0,0035
Co	2	100	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
Cr	5	20	0,035	0,2	0,1	0,088	0,056	0,16
Cu	2	50	0,035	0,07	0,053	0,053	0,039	0,067
Hg	2	100	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011	0,0011
Mo	2	0	0,026	0,058	0,042	0,042	0,029	0,055
Ni	2	100	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
Pb	2	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Sb	2	100	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
Se	2	100	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014
Sn	2	100	0,053	0,07	0,061	0,061	0,054	0,068
V	2	100	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07
Zn	2	100	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
Fluorid	2	0	1,5	2,4	1,95	1,95	1,59	2,3
Klorid	3	0	38	170	109	120	54	160
Sulfat	3	0	110	290	223	270	142	286
Bromid	3	100	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35

Tabel 31 og Tabel 32 viser udvalgte data fra pH-statisk udvaskning af knust beton/udstøbt cement og knust tegl. pH-værdierne er udvalgt, så de repræsenterer maksimal forventet udvaskning i det miljømæssigt relevante pH-område for henholdsvis kationer (pH = 7) og oxyanioner (pH = 9 eller 10).

I Bilag 1 er udvaskningsdata fra LeachxS for henholdsvis knust beton/cement og knust tegl afbildet grafisk som funktion pH og som funktion af L/S (både som koncentrationer i individuelle eluatkoncentrationer og som akkumulerede udvaskede stofmængder).

TABEL 31 UDVALGTE DATA FRA PH-STATISKE TESTS PÅ KNUST BETON OG KNUST, UDSTØBT CEMENT (KILDE: LEACHXS, 2012).

Element	Middel	Median	Std.Afv. +	Std.Afv. -	CL+ (90%)	CL- (90%)	N	pH
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		
As	0.055	0.056	0.195	0.015	0.156	0.019	47	10
Ba	14.74	15.74	32.07	6.78	27.92	7.78	45	7
Cd	0.0055	0.0050	0.0257	0.0012	0.0195	0.0016	38	7
Ca	55165	60176	101949	29850	91375	33304	45	7
Cl	684	422	4581	102	3264	143	11	10
Cr	2.17	4.27	30.90	0.153	19.25	0.245	47	10
Cu	0.0320	0.0236	0.2909	0.0035	0.1963	0.0052	42	7
Mo	0.227	0.137	1.332	0.039	0.972	0.053	43	10
Ni	2.89	1.72	16.20	0.52	11.92	0.70	42	7
Pb	0.071	0.138	0.329	0.015	0.250	0.020	38	7
Sb	0.065	0.064	0.225	0.019	0.181	0.023	43	10
Se	0.064	0.062	0.197	0.021	0.161	0.025	43	10
V	0.73	0.99	2.59	0.21	2.06	0.26	45	10
Zn	0.253	0.235	0.942	0.068	0.746	0.086	42	7

TABEL 32 DVALGTE DATA FRA PH-STATISKE TESTS PÅ KNUST TEGL (KILDE: LEACHXS).

Element	Middel	Median	Std.Afv. +	Std.Afv. -	CL+ (90%)	CL- (90%)	N	L/S
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg		l/kg
Ba	2.173	2.009	5.956	0.793	4.976	0.949	4	7
Cr	0.217	0.348	2.848	0.017	1.800	0.026	4	7
Cu	0.018	0.015	0.034	0.010	0.031	0.011	4	7
Mo	0.053	0.053	0.162	0.017	0.133	0.021	2	9
Ni	0.146	0.146	0.604	0.035	0.469	0.046	2	7
Pb	0.027	0.042	0.096	0.008	0.077	0.010	4	7
SO4	160	160	163	157	162	158	2	9
Sn	0.028	0.028	0.080	0.010	0.066	0.012	2	7
V	0.077	0.050	0.437	0.014	0.321	0.019	4	9
Zn	0.299	0.369	1.826	0.049	1.322	0.067	4	10

De indsamlede data vedrørende stofindhold og stofudvaskning fra knust beton og tegl anvendes i vurderings og prioriteringsprocessen i Kapitel 8.

6.4.3 Data fra Belgien

I Tabel 33 ses indhold af nogle sporelementer, PAH'er og mineralolie (sandsynligvis C6-C40) samt udvaskningsdata ved L/S = 10 l/kg for nogle sporelementer og sulfat for op til 18 prøver, angivet som antal prøver (N), minimums- og maksimumsværdi, middelværdi og median samt 10%-fraktil og 90 %-fraktil.

TABEL 33 TOTALINDHOLD I OG UDVASKEDE STOFMÆNGDER (L/S = 10 L/KG) FRA PRØVER AF KNUST BETON FRA FLANDERN (OVAM, 2006).

			Min		Max		Middel		Median		10 percentil		90 percentil
Totalindhold	N		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg
As	18	<	5.3		10.5	<	9.1	<	10	<	6.45		10
Cd	18	<	0.05		0.75	<	0.5	<	0.5	<	0.3		0.70
Cr	18		16		328		71.3		41		21		136
Cu	18		13		66		22.7		20		16		28
Hg	17	<	0.10		0.40	<	0.2	<	0.15	<	0.1		0.26
Pb	18		8.6		206		33.2		23		13		37
Ni	18		13		310		61.9		34		15		135
Zn	18		68		492		126.3		96		74		184
Benz(a)anthracen	18	<	0.020		1.1		0.21		0.15		0.040		0.43
Benz(a)pyren	18	<	0.020		0.75	<	0.17		0.13		0.033		0.35
Benz(ghi)perylen	17	<	0.020		0.35	<	0.10		0.080		0.020		0.17
Benz(b)fluoranthen	18	<	0.020		0.93	<	0.19		0.13		0.048		0.37
Benz(k)fluoranthen	17	<	0.020		0.40	<	0.10		0.070		0.020		0.19
Chrysen	18		0.020		0.96		0.22		0.17		0.057		0.43
Phenanthren	18		0.040		1.7		0.39		0.27		0.090		0.88
Fluoranthen	18		0.050		2.2		0.50		0.36		0.10		1.0
Indeno(1,2,3,cd)pyren	17	<	0.020		0.47	<	0.11		0.088		0.026		0.20
Naphthalen	12	<	0.010		0.20		0.054		0.050	<	0.02		0.053
Mineralolie	17	<	50		1610	<	251		100	<	50		387
Udvaskning L/S = 10 l/kg													
As	6	<	0.04	<	0.055	<	0.049	<	0.051	<	0.040	<	0.055
Cd	6	<	0.001	<	0.012	<	0.0053	<	0.0050	<	0.0025	<	0.0085
Cr	14		0.006		0.46		0.11		0.070		0.027		0.25
Cu	13		0.025		0.54		0.22		0.23		0.076		0.33
Hg	6	<	0.0004		0.0052	<	0.0017	<	0.0013	<	0.00042		0.0034
Pb	8		0.006		0.06	<	0.043	<	0.053	<	0.0067		0.066
Ni	16		0.004		0.099		0.042		0.030		0.0095		0.096
Zn	14		0.002		0.25	<	0.14	<	0.080	<	0.0056	<	0.43
Sulfat	17		8.8		379		102		70		21		192

6.4.4 Data fra Sverige

I Tabel 34 ses totalindhold af en række sporelementer i knust beton, som er blevet anvendt til bygning af to veje i Sverige. Dataene er angivet som antal prøver (N), middel- og medianværdier samt de relative standardafvigelser for middelværdierne (= standardafvigelse/middelværdi) (Hartlén et al., 1999).

I Tabel 35 ses et noget mere sparsomt datamateriale for fire prøver af knust tegl fra Sverige i form af middelværdier af totalindhold af nogle tungmetaller og af resultaterne af udvaskningstests foretaget med to-trins batchtesten EN 12457-3. Udvaskningsresultaterne er anført som akkumulerede udvaskede mængder ved L/S = 2 l/kg og L/S = 10 l/kg.

Tabel 36 viser resultaterne af udvaskningstests udført med EN 12457-3 på fire prøver af knust beton fra Sverige (Vej 109). Resultaterne er udtrykt som middel- og medianværdier samt den relative standardafvigelse på middelværdier for den akkumulerede udvaskning ved henholdsvis L/S = 2 l/kg og L/S = 10 l/kg (Hartlén et al., 1999). Resultaterne ved L/S = 2 l/kg kan direkte sammenlignes med de danske udvaskningsresultater og med de danske grænseværdier, mens resultaterne for L/S = 10 l/kg kan sammenlignes med resultaterne fra Holland og Belgien.

TABEL 34 TOTALINDHOLD AF EN RÆKKE UORGANISKE SPORELEMENTER I KNUST BETON, SOM ER BLEVET BRUGT VED BYGNING AF TO VEJE I SVERIGE (HARTLÉN ET AL., 1999).

	Vej 109 (N=16)				Vej 597 (N = 2)		
Stof	Middel	Median	Rel.std.afv.		Middel	Median	Rel.std.afv.
	mg/kg	mg/kg			mg/kg	mg/kg	
As	5.2	4.8	36%		2.9	2.9	113%
Ba	433	438	7%		699	699	7%
Be	0.80	0.82	21%		1.4	1.4	20%
Cd	0.22	0.18	60%		0.11	0.1	53%
Co	8.3	7.9	35%		9.3	9.3	57%
Cr	179	184	14%		91	91	41%
Cu	22	20	35%		21	21	67%
Hg	< 2.3				< 0.040		
La	12	12	39%		34	34	93%
Mo	< 6				< 5.7		
Nb	< 6.2				< 11		
Ni	418	418	20%		21	21	62%
Pb	9.8	7.5	73%		13	13	35%
Sc	6.6	6.6	24%		13	13	29%
Sn	< 23				< 23		
Sr	240	229	13%		335	335	7%
V	61	56	27%		119	119	11%
W	258	272	22%		<57		
Y	21	20	24%		6.9	6.9	80%
Zn	50	49	12%		85	85	22%
Zr	171	176	15%		205	205	32%

TABEL 35 MIDDELVÆRDIER AF TOTALINDHOLD (N = 8) OG UDVASKEDE MÆNGDER (N=4) AF TUNGMETALLER I SVENSKE PRØVER AF KNUST TEGL (HARTLÉN ET AL., 1999).

Stof	Indhold		Udvaskning (EN 12457-3)	
			L/S=2 l/kg	L/S=10 l/kg
	mg/kg		mg/kg	mg/kg
Cd	0.21		0.000109	0.00051
Cr	100		0.32	0.52
Cu	11		0.036	0.064
Ni	31		0.011	0.025
Pb	25		0.0029	<0.007
Zn	80		< 0.003	<0.011
N	8		4	4

TABEL 36 UDVASKNING AF UORGANISKE STOFFER FRA FIRE PRØVER AF KNUST BETON BRUGT I EN SVENSK VEJ (VEJ 109), MÅLT SOM AKKUMULEREDE UDVASKEDE STOFMÆNGDER VED L/S = 2 L/KG OG 10 L/KG MED BATCHTESTEN EN 12457-3 (HARTLÉN ET AL., 1999).

Stof	Akkum. udv. mængde ved L/S= 2 l/kg				Akkum. udv. mængde ved L/S= 10 l/kg		
	Middel	Median	Rel.std.afv.		Middel	Median	Rel.std.afv.
Ca	1069	1218	44%		4088	4437	43%
Fe	< 0.033	0.026	55%		0.13	0.13	14%
K	188	212	68%		319	345	62%
Mg	< 0.18				<0.93		
Na	138	138	24%		243	247	16%
S	107	17	173%		199	76	139%
Si	1.8	1.1	94%		12	87	91%
Al	0.75	0.21	162%		8.2	37	122%
As	<0.0023				<0.018		
Ba	0.58	0.55	76%		2.0	21	83%
Cd	0.0002	0.0002	32%		0.0007	0.0007	23%
Co	0.031	0.037	44%		0.09	0.10	45%
Cr	0.19	0.13	78%		0.53	0.44	60%
Cu	0.037	0.032	45%		0.069	0.060	42%
Hg	0.00030	0.0004	14%		0.001	0.001	8%
Mn	0.00080	0.0009	36%		<0.0021		
Mo	0.018	0.0147	56%		0.051	0.043	38%
Ni	0.033	0.030	31%		0.063	0.059	39%
Pb	0.035	0.0036	185%		0.14	0.0096	190%
Zn	0.007	0.0026	128%		0.017	0.0111	73%
Cl	102	83	85%		213	163	88%
SO4	296	49	172%		579	236	137%

6.5 Samlet vurdering af data

Datasættene fra Holland, Danmark og Sverige (fra Sverige kun uorganiske parametre) er de mest substantielle med hensyn til antal undersøgte stoffer, mens datasættet fra Holland langt overgår alle andre med hensyn til antal prøver. Som det fremgår, er antallet af prøver i det danske datasæt meget begrænset, og repræsentativiteten er derfor tilsvarende begrænset.

Da knust beton og tegl i øjeblikket i henhold til BEK 1662/2010 med deklaration, men uden tilladelse, kan anvendes frit som erstatning af råstoffer, forekommer det rimeligt indledningsvis at sammenligne de indsamlede data for indhold i og udvaskning fra knust beton og tegl med de kriterier, som andre restprodukter og lettere forurenet jord skal overholde for at kunne anvendes til specifikke formål i henhold til samme bekendtgørelse.

Tabel 37 og Tabel 38 viser derfor de kriterier for faststofindhold af sporelementer (svarende til jordkvalitetskriterierne i Miljøstyrelsen (2010b)), som gælder for Kategori 1 i BEK 1662/2010. Tabellerne viser også nogle relevante jordkvalitetskriterier for organiske stoffer samt grænseværdier for stofudvaskning for Kategori 1+2. Grænseværdierne for udvaskning er i bekendtgørelsen angivet for L/S = 2 l/kg, da de danske regler foreskriver anvendelse af EN 12457-1 ved L/S = 2 l/kg, men for at muliggøre en sammenligning med udvaskningsdataene fra Holland og Belgien er de også omregnet til tilsvarende grænseværdier ved L/S = 10 l/kg, da resultaterne fra disse lande stammer fra kolonne- eller batchtests udført ved L/S = 10 l/kg. Omregningen er foretaget ved anvendelse af ligningen:

E2 = E1 x (1-exp(-10 x κ))/(1-exp(-2 x κ)), hvor

E1 for et givet stof er grænseværdien for stofudvaskning ved L/S = 2 l/kg og E2 er grænseværdien ved L/S = 10 l/kg. Beregningen er foretaget under de samme forudsætninger for stofudvaskningen, som blev anvendt ved beregning af grænseværdierne for modtagelse af affald på deponeringsanlæg, og κ er en stofspecifik parameter anvendt i denne sammenhæng (se f.eks. Bilag 1 i Miljøstyrelsen (2009)).

I Tabel 37 er medianværdier og 90 %-fraktiler for datasættene for knust beton fra Danmark, Holland (de højeste), Belgien og Sverige angivet for de stoffer, for hvilke der findes danske grænseværdier. De værdier, som overskrider de danske grænseværdier, er anført med fed skrift. I Tabel 38 ses en tilsvarende opgørelse for datasættene for knust tegl fra Danmark, Holland og Sverige.

TABEL 37 DANSKE GRÆNSEVÆRDIER FOR ANVENDELSE AF RESTPRODUKTER OG JORD (BEK 1662/2010 OG MILJØSTYRELSEN (2010B)) SAMT MEDIAN- OG 90 %-FRAKTILVÆRDIER FOR DATASÆTTENE FOR KNUST BETON FRA DK, NL, BE OG SE.

Knust Beton	**Kat. 1**			**DK**	**DK**	**NL**	**NL**	**BE**	**BE**	**SE**	
Indhold				Median	90%-fraktil	Median	90%-fraktil	Median	90%-fraktil	Median	
Enhed:	mg/kg			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
As	20			5.3	7.7			<10	10	4.8	
Cd	0.5			0.15	0.23			<0.5	**0.7**	0.18	
Cr	500			16	24			41	136	184	
Cu	500			18	36			20	28	21	
Hg	1			0.15	0.31			<0.15	0.26		
Ni	30			11	12			**34**	**135**	**418**	
Pb	40			11	20			23	37	13	
Zn	500			50	61			96	184	205	
C6-C35	100*			**175**	**260**	84	**230**	100	**390**		
PAH	4*			0.49	2.9						
Benz(a)pyren	0.3*			0.071	**0.47**	**0.9**	**3.5**	0.13	**0.35**		
Dibenz(a,h)-anthracen	0.3*			0.01	0.045						
PCB				<0.035	0.18	0.084	1.0				
Udvaskning	**Kat 1+2**	**Kat 1+2**		**DK**	**DK**	**NL**	**NL**	**BE**	**BE**	**SE**	**SE**
				Median	90%-fraktil	Median	90%-fraktil	Median	90%-fraktil	Median	Median
L/S:	2 l/kg	10 l/kg		2 l/kg	2 l/kg	10 l/kg	10 l/kg	10 l/kg	10 l/kg	2 l/kg	10 l/kg
Enhed:	mg/kg	mg/kg		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Cl	300	440		85	200	140	280			83	163
SO4	500	1000		15	66	90	300	70	192	49	236
Na	200			85	140					138	247
As	0.016	0.071		< 0.002	0.01	**0.18**	**0.18**	<0.051	<0.055	<0.0023	<0.018
Ba	0.6	1.8		0.52	**3.4**	**3.9**	**7.5**			0.55	**21**
Cd	0.004	0.006		< 0.0006	<0.0032	**0.007**	**0.007**	<0.005	<0.0085	0.0002	0.0007
Cr	0.02	0.055		**0.068**	**0.77**	0.04	**0.1**	**0.07**	**0.25**	**0.13**	**0.44**
Cu	0.09	0.20		0.016	0.026	0.13	**0.29**	**0.23**	**0.33**	0.032	0.06
Hg	0.0002	0.00083		< 0.0002	**0.00021**	**0.0011**	**0.0035**	<0.0013	**0.0033**	**0.0004**	**0.001**
Mn	0.3			< 0.001	<0.03					0.0009	<0.0021
Ni	0.02	0.043		0.0058	0.013	**0.14**	**0.14**	0.03	**0.096**	**0.03**	**0.059**
Pb	0.02	0.045		< 0.002	0.003	**0.07**	**0.21**	<0.053	**0.066**	0.0036	0.0096
Se	0.02	0.037				0.014	0.014				
Zn	0.2	0.44		< 0.015	0.02	0.14	**0.48**	<0.08	0.43	0.0026	0.011
Kat 1 og Kat 2: Kategorier i BEK 1262/2010											
*: Jordkvalitetskriterier fra Miljøstyrelsens liste over kvalitetskriterier fra Juni 2010											

TABEL 38 DANSKE GRÆNSEVÆRDIER FOR ANVENDELSE AF RESTPRODUKTER OG JORD (BEK 1662/2010 OG MILJØSTYRELSEN (2010B)) SAMT MEDIAN OG 90 %-FRAKTILVÆRDIER FOR DATASÆTTENE KNUST TEGL FRA DANMARK, HOLLAND OG SVERIGE.

Knust tegl	**Kat. 1**			**DK**	**DK**	**NL**	**NL**	**SE**	
Indhold				Median	90%-fraktil	Median	90%-fraktil	Middel	
Enhed:	mg/kg			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
As	20			5.8	6.6				
Cd	0.5			0.18	0.22			0.21	
Cr	500			18	21			100	
Cu	500			9.3	19			11	
Hg	1			0.05	0.21				
Ni	30			13	16			**31**	
Pb	40			42	305			25	
Zn	500			62	70			80	
C6-C35	100*			**110**	**222**	46	55		
PAH	4*			1.3	2.4				
Benz(a)pyren	0.3*			0.22	**0.49**	0.11	**0.33**		
Dibenz(a,h)-anthracen	0.3*			0.034	0.039				
PCB				<0.035	<0.035	0.084	0.12		
Udvaskning	**Kat 1+2**	**Kat 1+2**		**DK**	**DK**	**NL**	**NL**	**SE**	**SE**
				1 prøve	90%-fraktil	Median	90%-fraktil	Middel	Middel
L/S:	2 l/kg	10 l/kg		2 l/kg	2 l/kg	10 l/kg	10 l/kg	2 l/kg	10 l/kg
Enhed:	mg/kg	mg/kg		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Cl	300	440		120		120	160		
SO4	500	1000		**1000**		440	718		
Na	200			86					
As	0.016	0.071		0.0028		**0.18**	**0.18**		
Ba	0.6	1.8		0.044		0.7	1.7		
Cd	0.004	0.006		<0.0004		0.007	0.007	0.00011	0.00051
Cr	0.02	0.055		**0.18**		**0.12**	**0.19**	**0.32**	**0.52**
Cu	0.09	0.20		0.000019		0.08	0.13	0.036	0.064
Hg	0.0002	0.00083		**0.05**		**0.0011**	**0.0011**		
Mn	0.3			<0.03					
Ni	0.02	0.043		0.015		0.035	0.035	0.011	0.025
Pb	0.02	0.045		<0.002		**0.07**	**0.07**	0.0029	<0.007
Se	0.02	0.037				0.014	0.014		
Zn	0.2	0.44		0.02		0.14	0.14	<0.003	<0.011
Kat 1 og Kat 2: Kategorier i BEK 1262/2010									
*: Jordkvalitetskriterier fra Miljøstyrelsens liste over kvalitetskriterier fra Juni 2010									

I Tabel 39 er overskridelserne af grænseværdierne i de to tabeller for knust beton og knust tegl opsummeret, således at det fremgår, hvilke grænseværdier der overskrides af datasættene fra de forskellige lande. Hvis en medianværdi overskrider en grænseværdi, betyder det, at mindst 50 procent af de prøver, som indgår i medianværdien, overskrider grænseværdien. Hvis en 90 %-fraktilværdi overskrider en grænseværdi, betyder det, at mindst 10 procent af de prøver, som indgår i bestemmelsen af fraktilværdien, overskrider grænseværdien. Af tabellen fremgår det blandt andet, at mindst 50 % af prøverne af knust beton fra et eller flere af landene ikke overholder grænseværdierne i BEK 1662/2010 for Ni, jordkvalitetskriteriet for **kulbrinter** og benz(a)pyren og heller ikke

overholder udvaskningskriterierne i BEK 1662/2010 for As, Ba, Cd, **Cr**, Cu, Hg, Ni og Pb (**fed** skrift refererer til, at det **danske** datasæt overskrider grænseværdierne). For den knuste tegls vedkommende overskrider mindst 50 % af prøverne fra et eller flere af landene faststofgrænseværdierne for Ni og **kulbrinter** og udvaskningskriterierne for As, **Cr**, **Hg** og Pb. Dette kunne give anledning til overvejelser om rimeligheden i, at knust beton og tegl (og andre fraktioner af bygge- og anlægsaffald) er undtaget fra de analyse- og testkrav med tilhørende grænseværdier, som andre restprodukter og forurenet jord, der ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål, er underkastet.

TABEL 39 KNUST BETON OG KNUST TEGL. OVERSIGT OVER DE DANSKE OG UDENLANDSKE DATASÆTS OVERSKRIDELSER AF DE DANSKE GRÆNSEVÆRDIER FOR ANVENDELSE AF RESTPRODUKTER OG JORD TIL BYGGE- OG ANLÆGSFORMÅL, BASERET PÅ DE I TABEL 37 OG TABEL 38 VISTE DATA.

Knust beton og knust tegl	Medianværdier, der overskrider kvalitetskriterier		90 %-fraktil, der overskrider kvalitetskriterier	
	Beton	**Tegl**	**Beton**	**Tegl**
Faststofindhold > Kat 1				
Cd			BE	
Ni	BE, SE	SE	BE	
C6-C35	DK, (BE)	DK	DK, NL, BE	DK
Benz(a)pyren	NL		DK, NL, BE	DK, NL
Udvaskning > Kat1 og Kat2				
As	NL	NL	NL	NL
Ba	NL, SE		DK, NL	
Cd	NL		NL	
Cr	DK, BE, SE	DK, NL, SE	DK, NL, BE	NL, SE
Cu	BE		NL, BE	
Hg	NL, SE	DK, NL	DK, NL, BE	NL
Ni	NL, SE		NL, BE	
Pb	NL	NL	NL, BE	NL
Zn			NL	

Det skal bemærkes, at datamaterialet, især for Danmarks vedkommende, er meget begrænset, og at knust beton og tegl i Holland, Belgien og Sverige ikke nødvendigvis ligner knust beton og tegl i Danmark. Sidstnævnte kan selvfølgelig være korrekt, men med undtagelse af kulbrinter i tegl understøttes alle de danske overskridelser af grænseværdierne for Kategori 1 og Kategori 2 i BEK 1662/2010 af udenlandske data. Da det danske datamateriale er så begrænset, skal det kraftigt anbefales at dette udvides gennem udtagning, analysering og testning af et betydeligt antal prøver af knust beton og tegl, således at der kan etableres et statistisk signifikant og velunderbygget overblik over indhold og udvaskning af relevante, potentielle miljøskadelige stoffer i dansk knust beton og tegl.

7. Andre landes krav til anvendelse af bygge- og anlægsaffald

7.1 Oversigt

I dette afsnit gennemgås de lovmæssige og vejledende krav, som der i et antal andre europæiske lande stilles til bygge- og anlægsaffald, herunder beton og tegl, som forbehandles og nyttiggøres, fortrinsvis som aggregater. Der fokuseres først og fremmest på krav til indhold og udvaskning af stoffer.

I en række lande er der fra myndighedernes side fastlagt bindende eller vejledende krav til indhold og udvaskning af en række nærmere specificerede stoffer. I nogle lande er anvendelseskriterierne og grænseværdier for stofindhold og stofudvaskning materialespecifikke. Dette gælderf.eks. i Finland og i Tyskland (hvis/når de nye regler vedtages), mens de i andre lande er generelle og gældende for alle typer affald, der anvendes som aggregater. Holland er et særtilfælde i denne sammenhæng, idet Soil Quality Decree (SQD, 2007), som sætter betingelser og test- og grænseværdikrav for materialer, der anvendes til bygge- og anlægsformål i Holland, omfatter og sætter samme krav til både affaldsbaserede materialer og virgine (nye) byggematerialer. I en række lande sættes begrænsninger på og betingelser for den måde, hvorpå bygge- og anlægsaffaldet kan anvendes. I Sverige har man f.eks. to (vejledende) kategorier af anvendelse, nemlig fri anvendelse og anvendelse på affaldsdeponier. Den frie anvendelse er imidlertid (naturligt nok) betinget af overholdelse af nogle meget stringente krav til indhold og udvaskning af en række stoffer (Naturvårdsverket, 2010).

Der er foretaget en gennemgang af de miljømæssige krav og kriterier til anvendelse af knust beton og tegl i en række europæiske lande, se Tabel 40.

TABEL 40 OVERSIGT OVER REGLER OG KRITERIER FOR ANVENDELSE AF BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD, HERUNDER KNUST BETON OG TEGL, I EN RÆKKE LANDE.

Land	Status for regler	Kriterier for indhold?	Kriterier for udvaskning?	Type af udvaskningstest foreskrevet
Østrig	Vejledning	Ja	Ja	EN 12457-4 (L/S = 10 l/kg)
Belgien (Flandern)	Lov	Ja	Ja	CEN 14405 (L/S = 10 l/kg)
Finland	Lov	Ja	Ja	CEN/TS 14405
Frankrig	Vejledning	Ja	Ja	EN 12457-2 and 4
Tyskland	Delstatslove*	Ja	Ja	EN 12457-2 and DIN 19528 (nye regler)
Holland	Lov	Ja	Ja	CEN/TS 14405 (L/S=10 l/kg)
Sverige	Vejledning	Ja	Ja	CEN/TS 14405
Norge		Ikke direkte	Ikke direkte	

***: Nye regler for hele Tyskland er under forberedelse**

7.2 Kriterier i de enkelte lande

I **Østrig** er der krav om sortering af byggeaffald, hvis det overstiger 10 tons, og opbrækket beton, hvis det overstiger 20 tons. Sorteringen skal finde sted on-site eller på et behandlingsanlæg (Bundesminiterium für Umwelt, Jugend und Familie, 1991). Hensigten er at øge mængden og kvaliteten af nyttiggjort bygge- og anlægsaffald (Böhmer et al., 2008). Bygge- og anlægsaffald anvendes som aggregater i henhold til kriterier opstillet i en ikke-bindende vejleding udgivet af Austrian Construction Materials Recycling Association (2007), som opdeler B&A-affald, der ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål, i tre kvalitetsklasser, A+, A og B, baseret på anvendelsesform og sårbarheden af hydrogeologien på anvendelsesstedet (se Tabel 41). Til hver af de tre kvalitetsklasser er der knyttet krav til faststofindhold (se Tabel 42) og stofudvaskning ved L/S = 10 l/kg (Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9). Udvaskningskriterierne er næsten ens for de tre klasser og stærkt inspireret af modtagekriterierne for affald på deponeringsanlæg for inert affald (CEC, 2003).

TABEL 41 ANVENDELSESMULIGHEDER FOR FORSKELLIGE KVALITETSKLASSER AF B&A-AFFALD (FRA BÖHMER ET AL., 2008).

Anvendelsesform	Mindre sårbar hydrogeologi	Mere sårbar hydrogeologi
Bunden eller ubunden anvendelse med dæklag	Klasse B	Klasse A
Ubunden anvendelse uden dæklag	Klasse A	Klasse A+
Bunden form som aggregat	Klasse B	Klasse B

I Belgien ligger ansvaret for regulering af anvendelse af bygge- og anlægsaffald hos de enkelte regioner, dvs. Flandern, Vallonien og Bruxelles (Böhmer et al., 2008). I den **flamske region af Belgien** er der fastsat lovmæssige kriterier for såvel faststofindhold, stofudvaskning og anvendelsesform for affaldsprodukter, der ønskes anvendt som konstruktionsmaterialer (Böhmer et al., 2008; De Schoenmakere, 2007; VLAREA, 1998). Samtidig skal firmaer, der nedriver bygninger, og firmaer, der behandler bygge- og anlægsaffald, dels have en speciel tilladelse til den virksomhed, de driver, dels have et certificeret kvalitetssikringssystem. Kravene til faststofindhold er vist i og kravene til stofudvaskning (ved L/S = 10 l/kg) kan ses i Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9. Stofudvaskningskravene er beregnet efter samme scenariebaserede principper som blev anvendt i det tidligere gældende hollandske Building Materials Decree (BMD, 1995), hvor der er anvendt en umættet zone på 0,7 m i beregningerne.

I **Finland** skal byggeri planlægges og udføres således, at mængder af byggeaffald, som overstiger 5 tons, skal adskilles i typer ved sortering (for jord og sten gælder en grænse på 800 tons) (Finnish Ministry of the Environment, 2006). Knust beton, som overholder kvalitetskravene og anvendelsesbetingelserne, kan anvendes til konstruktionsformål i forbindelse med offentlige veje, gader, cykelstier, befæstede arealer og arealer, som er direkte forbundet med disse, og som er nødvendige af hensyn til vejvedligeholdelse og trafik, dog ikke støjvolde. Det kan yderligere anvendes til parkeringspladser, jernbaneanlæg, lagerområde og veje i industrielle områder, affaldsbehandlingsområder og luftfartsområder. I en kommentar til EU-Kommissionen vedrørende en eventuel etablering af End-of-Waste-kriterier har de finske myndigheder givet udtryk for, at de mener, at udvaskning af sulfat, som stammer fra rester af gips og mørtel i bygge-affald, som skal anvendes, udgør den væsentligste trussel for miljøet. De finder kvalitetskontrol (ved hjælp af udvaskningstests) vigtig, da den dels sikrer, at kvalitetskravene overholdes, dels giver større accept af materialet som et kvalitetsprodukt (refereret i Hjelmar et al., 2012). Der er bindende regler for anvendelse af B&A-affald (knust beton med et indhold af tegl på op til 30%) i Finland. Reglerne omfatter krav til såvel indhold som udvaskning (ved L/S = 10 l/kg) af en række stoffer (Finnish Government Decree 591/2006 on reuse of some materials in earth construction, 2006 og 2009) og er ligesom de østrigske regler for udvaskningskravenes vedkommende og også for nogle af kravene til faststofindhold

stærkt inspireret af modtagekriterierne for affald på deponeringsanlæg for inert affald (CEC, 2003). Der findes to klasser af anvendelse, som er adskilt ved graden af vandgennemstrømning (henholdsvis tildækket og asfalteret). Kravene til faststofindhold, som er vist i Tabel 42, er de samme til begge, er de samme til begge anvendelsesformer, og kravene til stofudvaskning, som ses i Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9, afviger kun fra hinanden ved at tillade en højere udvaskning af sulfat ved anvendelse under asfaltdække.

I **Frankrig** udkom der i 2011 som resultat af et samarbejde mellem myndigheder og industri en vejledning i anvendelse af alternative materialer (herunder knust beton og tegl) til vejbygning (Sétra, 2011). For det, franskmændene betegner som den grundlæggende karakterisering af materialerne, anvises en niveaudelt fremgangsmåde. Indledningsvis skal alle alternative materialer, som ønskes anvendt i denne sammenhæng, overholde nogle krav til faststofindhold af TOC (80 % af prøverne have et TOC-indhold, der er mindre end 3 % (w/w), og 100 % skal være mindre end 6 % (w/w)) og de samme organiske stoffer og krav, som skal overholdes af affald, som ønskes modtaget på et deponeringsanlæg for inert affald i EU (CEC, 2003), se Tabel 43. For anvendelse på niveau 1 skal resultaterne af udvaskningstests udført ved L/S = 10 l/kg (EN 12457-2 eller EN 12457-4) for 80%, 95% og 100% af prøvernes vedkommende overholde kriterier, som svarer til henholdsvis 1 gange, 2 gange og 3 gange EU's udvaskningsgrænseværdier for modtagelse affald på deponeringsanlæg for inert affald (se Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9). Hvis disse kriterier ikke kan overholdes, kan materialet på niveau 2 testes med en kolonneudvaskningstest (CEN/TC 14405), og hvis det overholder de specifikke scenariebaserede kriterier for niveau 2 vist i Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9, kan materialet anvendes i selve vejen eller i vejrabatten, såfremt det er overdækket. Hvis materialet hverken overholder kravene til anvendelse på niveau 1 eller niveau 2, kan der på niveau 3 foretages en stedspecifik risikovurdering baseret på udvaskningsdata efter samme principper, som blev anvendt til fastlæggelse af EU's udvaskningskriterier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg (se f.eks. Hjelmar et al., (2009)). Det er en absolut showstopper i de franske anvisninger, hvis udvaskningsresultater opnået ved L/S = 10 l/kg (EN 12457-2 eller EN 12457-4) overskrider EU's grænseværdier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg for ikke-farligt affald, som modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald (se Bilag 2, Niveau 1, Exclusion). Som det fremgår, er de franske grænseværdier således baseret på scenarier, som er meget forskellige fra den måde, som materialerne vil blive anvendt på i vejbygning, og de kan ikke siges at være relateret til den potentielle risiko for en uacceptabel miljømæssig påvirkning. Af Figur 5 til Figur 9 fremgår det, at de franske udvaskningskriterier generelt ligger en del højere end kriterierne i de øvrige lande.

I **Tyskland** er situationen ikke let overskuelig. Der foreligger et forslag til nye retningslinjer for anvendelse af affaldsprodukter og byggevarer til bygge- og anlægsformål, som med hensyn til udvaskningskriterier er både materiale- og scenariespecifikt, og som derfor er meget omfattende. Det bygger endvidere på testning med en tysk standard-kolonneudvaskningstest (DIN 19528), som ikke opfylder kravet om opnåelse af (lokal) ligevægtslignende forhold, idet den tillader meget store partikelstørrelser (op til eller over 32 mm) og en meget hurtig gennemstrømning. Så vidt vides er de nye tyske regler, som også er problematiske med hensyn til fastsættelsen af udvaskningskriterierne, der er baseret på koncentrationsniveau og ikke på udvasket stofmængde, endnu ikke officielt vedtaget. I Tabel 43, Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9 er de "gamle" grænseværdier for henholdsvis faststofindhold og stofudvaskning for anvendelse af restprodukter under forskellige forhold, som er udviklet af de tyske delstater (LAGA, 2004) derfor anført. Klasserne Z0, Z1 og Z2 refererer til henholdsvis fri anvendelse, anvendelse under vandgennemtrængeligt dække og anvendelse under dæklag, som ikke er vandgennemtrængeligt, mens yderligere undergrupper refererer til gunstige/ikke gunstige hydrogeologiske forhold på anvendelsesstedet.

I **Holland** indførte man i 2008 det såkaldte Soil Quality Decree (SQD, 2007), som sætter udvaskningsbaserede kriterier for anvendelse af materialer til bygge- og anlægsvirksomhed, og som ikke skelner mellem byggevarer, som er produkter, og affaldsbaserede materialer som for eksempel knust beton og tegl (dette løser for eksempel en række potentielle problemer i forbindelse med

eventuel opnåelse af End-of-Waste-status for affaldsbaserede materialer). Der findes to sæt udvaskningskriterier (se Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9), ét for materialer, der anvendes under omstændigheder, hvor gennemstrømningen af nedbør ikke overstiger 6 mm om året (isolation), og ét, hvor gennemstrømningen af nedbør ikke overstiger 300 mm om året. Kriterierne er risikobaserede og er beregnet efter samme principper, som ligger til grund for udviklingen af EU's udvaskningsgrænseværdier for modtagelse af affald til deponering. Det er interessant at bemærke, at det hollandske Soil Quality Decree faktisk indeholder en bestemmelse om, at et materiale, som er blevet anvendt i henhold til denne, skal fjernes igen, når det ikke mere udfylder den oprindelige funktion.

I **Sverige** har Naturvårdsverket udgivet en håndbog med vejledende grænseværdier for anvendelse af affaldsmaterialer til bygge- og anlægsformål, både for faststofindhold og for stofudvaskning (Naturvårdsverket, 2010). Grænseværdierne, der er udviklet under hensyntagen til en række forskellige eksponeringsveje, falder i to kategorier, nemlig fri anvendelse og anvendelse som tildækningsmateriale på deponeringsanlæg. Kravene til faststofindhold er vist i Tabel 43, og kravene til stofudvaskning (ved L/S = 10 l/kg) kan ses i Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9. Det kan virke lidt overraskende, at udvaskningskravene til fri anvendelse for nogle stoffers vedkommende (Cd, Cr og Cd) er mindre stringente for fri anvendelse end for anvendelse på deponeringsanlæg.

I **Norge** findes der ikke nogen direkte specifikke miljømæssige kriterier eller grænseværdier for stofindhold i eller stofudvaskning fra bygge- og anlægsaffald, som ønskes anvendt. Der foreligger en række norske undersøgelser af indhold af farlige stoffer i bygge- og anlægsaffald og af den potentielle udvaskning af miljøskadelige stoffer fra beton anvendt til vejbygning, se f.eks. Klima- og forurensningsdirektoratet (2010), Norconsult (2011) og KLIF (2012).

I Tabel 42 og Tabel 43 er der vist krav til indhold af stoffer, mens grænseværdier for stofudvaskning fra bygge- og anlægsaffald, som ønskes anvendt som aggregater til entreprenørmæssige formål i en række europæiske lande er vist i Bilag 2 og sammenlignet i Figur 5 til Figur 9.

I Tabel 37 er de danske grænseværdier for faststofindhold for Kategori 1 i Anvendelsesbekendtgørelsen (BEK 1662/2010) indsat til sammenligning, og i Bilag 2 og Figur 5 til Figur 9 er de tilsvarende danske grænseværdier for stofudvaskning for Kategori 1+2 og Kategori 3 ligeledes indsat. Det skal bemærkes, at de danske udvaskningsgrænseværdier med henblik på sammenligningen med grænseværdier fra de øvrige lande er omregnet fra L/S = 2 l/kg til L/S = 10 l/kg (se afsnit 6.5), hvilket for nogle af saltene (klorid og sulfat) kan give nogle urealistisk høje grænseværdier.

Det fremgår af Tabel 42 og Tabel 43, at kravene til faststofindhold af de stoffer, som er reguleret, varierer betydeligt fra land til land. Det samme gælder udvaskningskravene i Figur 5 til Figur 9. Disse forskelle afspejler dels forskelle i anvendelsesbetingelser, dels forskelle i beskyttelsesniveauer og sårbarhed samt miljøbeskyttelsespolitik mellem landene. Det ses blandt andet, at de danske udvaskningskrav til Kategori 1-anvendelse af restprodukter og jord (BEK 1662/2010) er de mest stringente af de viste værdier for As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se og Zn.

TABEL 42 EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDES GRÆNSEVÆRDIER FOR INDHOLD AF POTENTIELT SKADELIGE STOFFER I BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD, HERUNDER KNUST BETON OG TEGL, SOM ØNSKES ANVENDT TIL BYGGE- OG ANLÆGSFORMÅL.

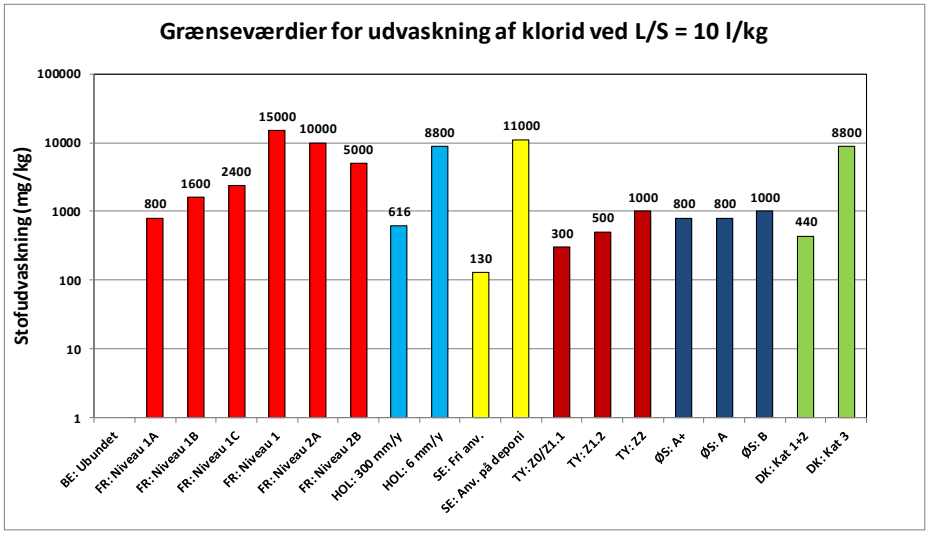
Land:	**Østrig**	**Østrig**	**Østrig**	**Belgien**	**Finland**	**Finland**
Region:				Flandern		
Anvendelseskategori:	A+	A	B	Ubundet	Tildækket	Asfalteret
Materialer:	B&A-affald	B&A-affald	B&A-affald	Generel	B&A-affald	B&A-affald
Enhed:	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	20	30	30	250	50	50
Cd	0.5	1.1	1.1	10	10	10
Cr tot	40	90	90	1250	400	400
Cr(VI)						
Cu	30	90	90	375	400	400
Hg	0.2	0.7	0.7	5		
Ni	30	55	55	250		
Pb	30	100	100	1250	300	300
Th						
Zn	100	450	450	1250	700	700
Cyanid						
TOC						
EOX				10		
BTEX						
Benzen				0.5		
Ethylbenzen				5		
Toluen				15		
Xylen				15		
Styren				1.5		
Hexan				1		
Heptaner				25		
Octan				90		
Hydrocarbons						
C10-C40				1000	500	500
PAH (EPA)	4	12	20		20	20
Naphthalen				20		
Phenanthren				30		
Fluoranthen				40		
Benz(a)anthracen				35		
Chrysen				400		
Benz(b)fluoranthen				55		
Benz(k)fluoranthen				55		
Benz(a)pyren				8.5		
Indeno(1,2,3-cd)pyren				35		
Benz(g,h,i)perylen				35		
PAH-L						
PAH-M						
PAH-H						
PCB7				0.5	1	

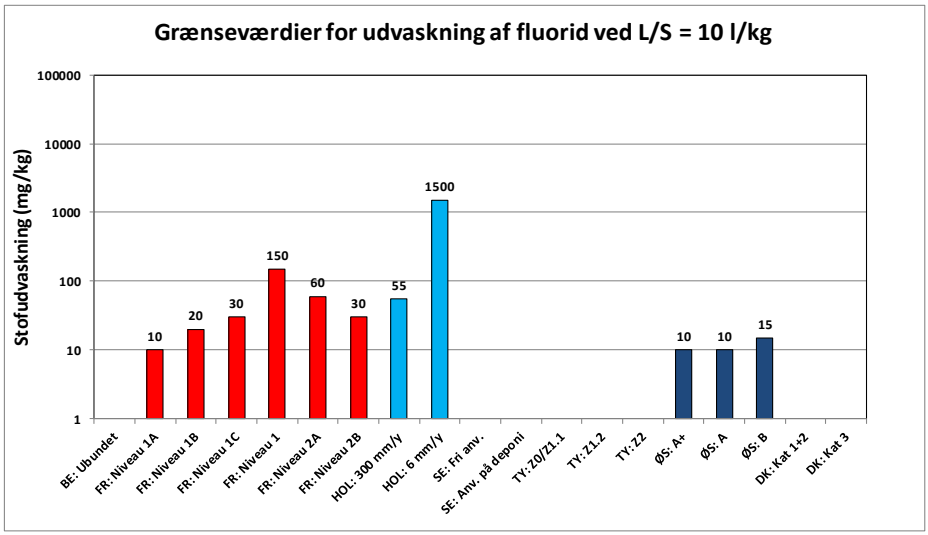
Referencer: A - Böhmer et al. (2008); B - Finnish Government (2006).

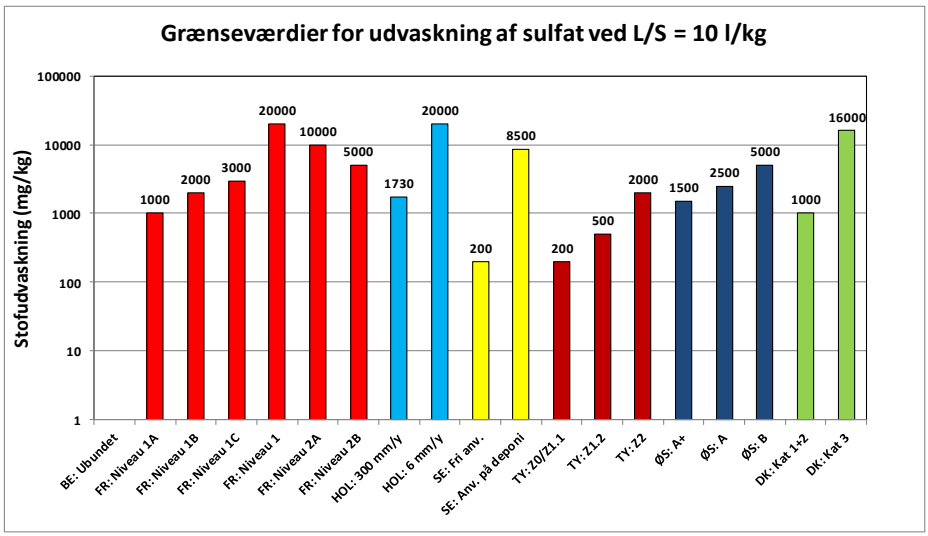
TABEL 43 EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDES GRÆNSEVÆRDIER FOR INDHOLD AF POTENTIELT SKADELIGE STOFFER I BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD, HERUNDER KNUST BETON OG TEGL, SOM ØNSKES ANVENDT TIL BYGGE- OG ANLÆGSFORMÅL. DANSKE GRÆNSEVÆRDIER FOR KATEGORI 1 FOR BEK 1662/2010 ER VIST TIL SAMMENLIGNING, SELV OM DE IKKE GÆLDER FOR KNUST BETON OG TEGL.

Land:	**Frankrig**	**Tyskland**	**Tyskland**	**Sverige**	**Sverige**	**Danmark**
Region:						
Anvendelseskategori:	Vejbygning	Z1	Z2	Fri anv.	Anv. på deponi	Kategori 1
	Vejledende			Vejledende	Vejledende	
Materialer:	Affald	Jord	Jord	Affald	Affald	Restprod.
Enhed:	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As		45	150	10	10	20
Cd		3	10	0.2	1.5	0.5
Cr tot		180	600	40	80	500
Cr(VI)						20
Cu		120	400	40	80	500
Hg		1.5	5	0.1	1.8	1
Ni		150	500	35	70	30
Pb		210	700	20	200	40
Th		2.1	7			
Zn		450	1500	120	250	500
Cyanid		3	10			
TOC	30000/60000	15000	50000			30000
EOX		3	10			
BTEX	6	1	1			
Benzen						
Ethylbenzen						
Toluen						
Xylen						
Styren						
Hexan						
Heptaner						
Octan						
Hydrocarbons						
C10-C40	500	300 (600)	1000 (2000)			
LHKW		1	1			
PAH (EPA)	50	3 (9)	30			
Naphthalen						
Phenanthren						
Fluoranthen						
Benz(a)anthracen						
Chrysen						
Benz(b)fluoranthen						
Benz(k)fluoranthen						
Benz(a)pyren		0.9	3			
Indeno(1,2,3-cd)pyren						
Benz(g,h,i)perylen						
PAH-L				0.6	3	
PAH-M				2	10	
PAH-H				0.5	2.5	
PCB7	1	0.15	0.5			

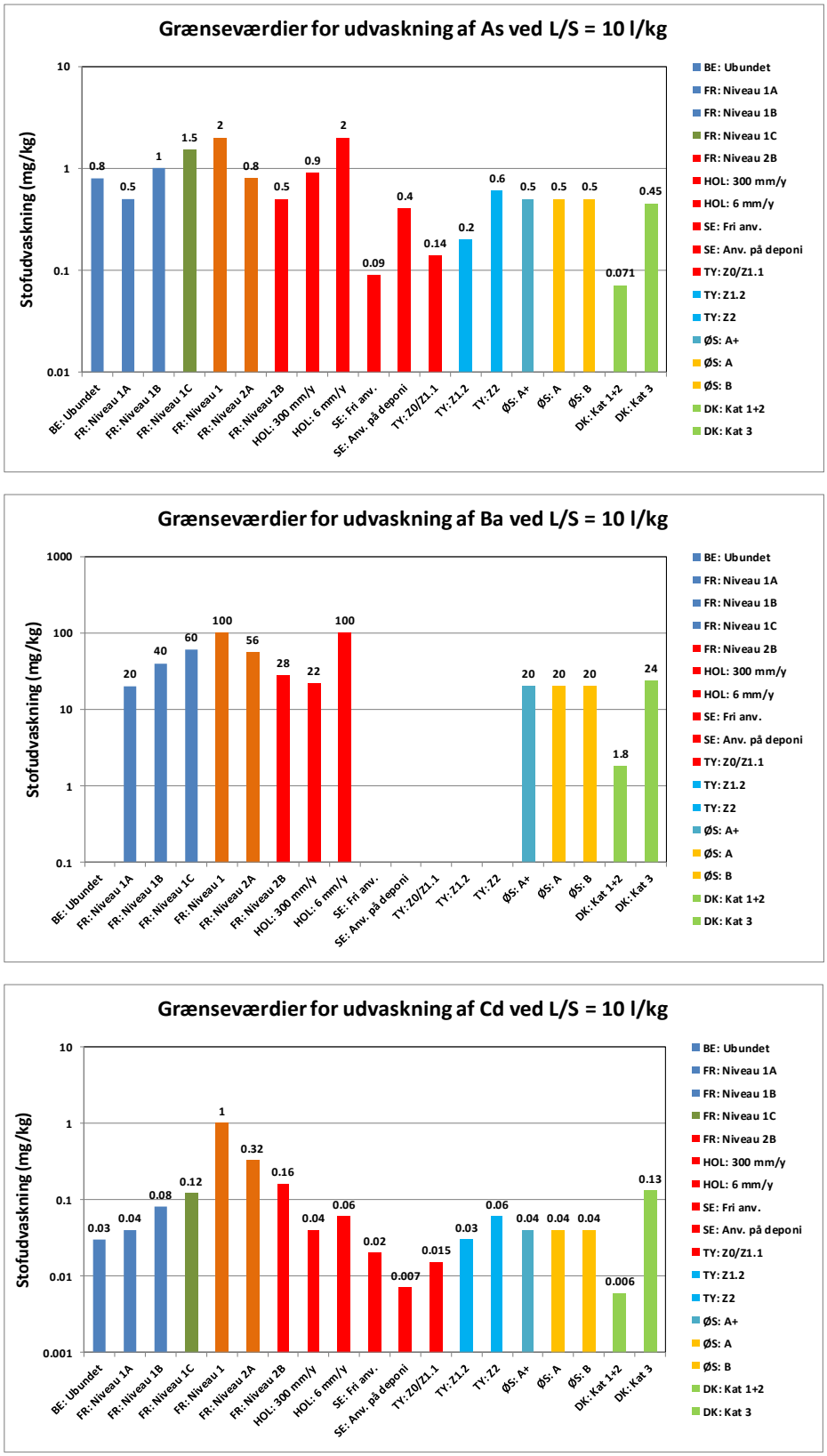
Referencer: C - Sétra (2001); D - LAGA (2004); E - Naturvårdsverket (2010); F - Miljøstyrelsen (2010).



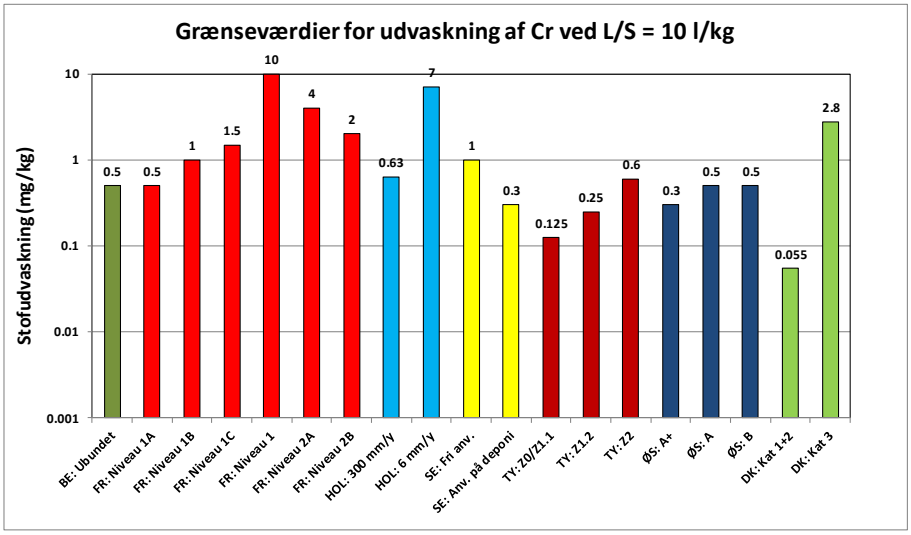


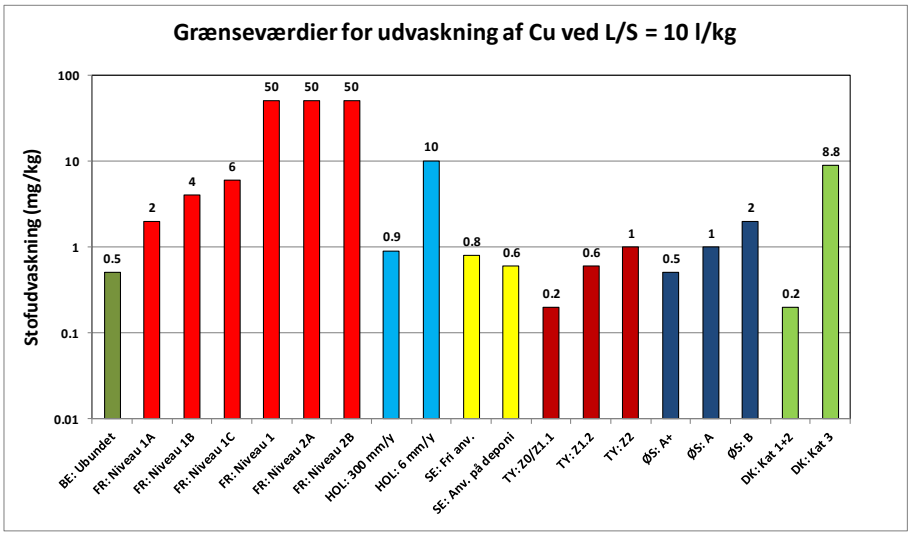


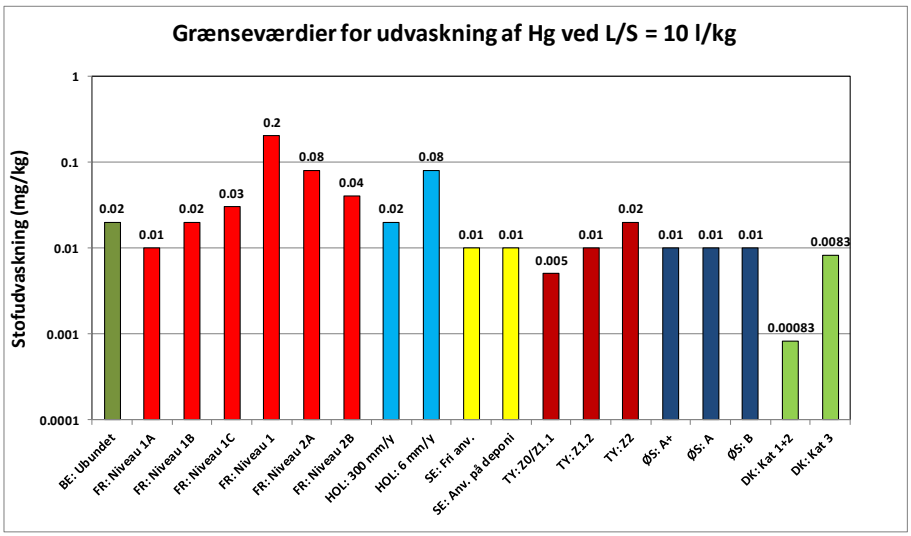
FIGUR 5 GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFUDVASKNING FOR ANVENDELSE AF KNUST BETON OG TEGL I EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDE. TIL SAMMENLIGNING SES GRÆNSEVÆRDIERNE FOR HENHOLDSVIS KATEGORI 1+2 OG KATEGORI 3 FRA BEK 1662/2010, SELV OM DE IKKE GÆLDER FOR KNUST BETON OG TEGL.



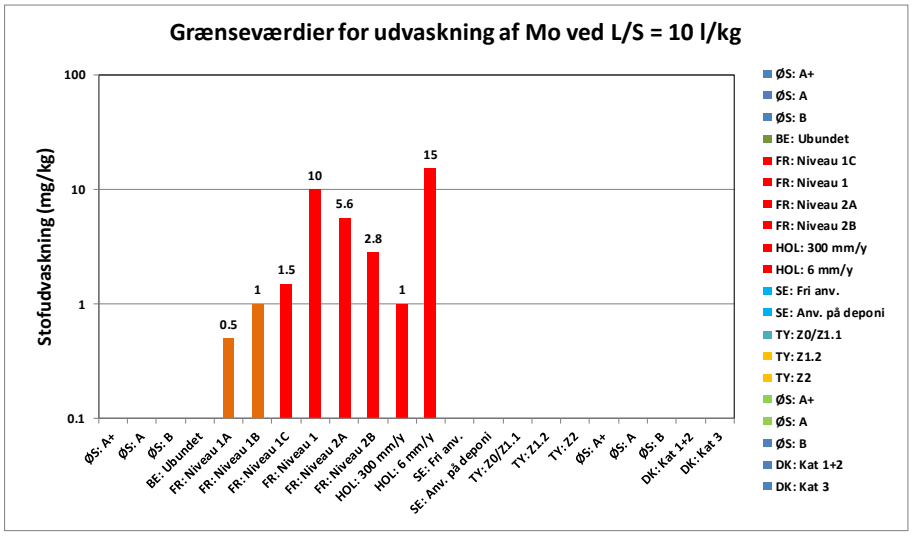
FIGUR 6 GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFUDVASKNING FOR ANVENDELSE AF KNUST BETON OG TEGL I EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDE. TIL SAMMENLIGNING SES GRÆNSEVÆRDIERNE FOR HENHOLDSVIS KATEGORI 1+2 OG KATEGORI 3 FRA BEK 1662/2010, SELV OM DE IKKE GÆLDER FOR KNUST BETON OG TEGL.

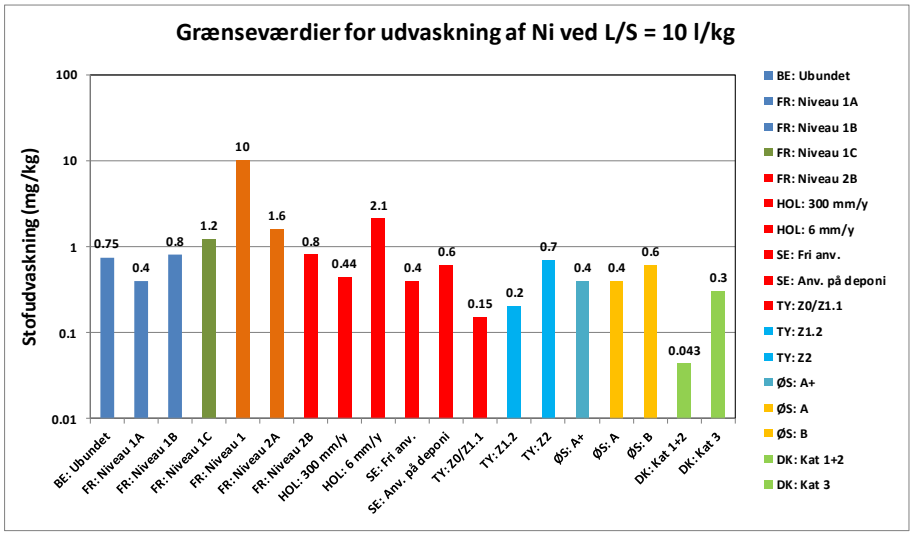


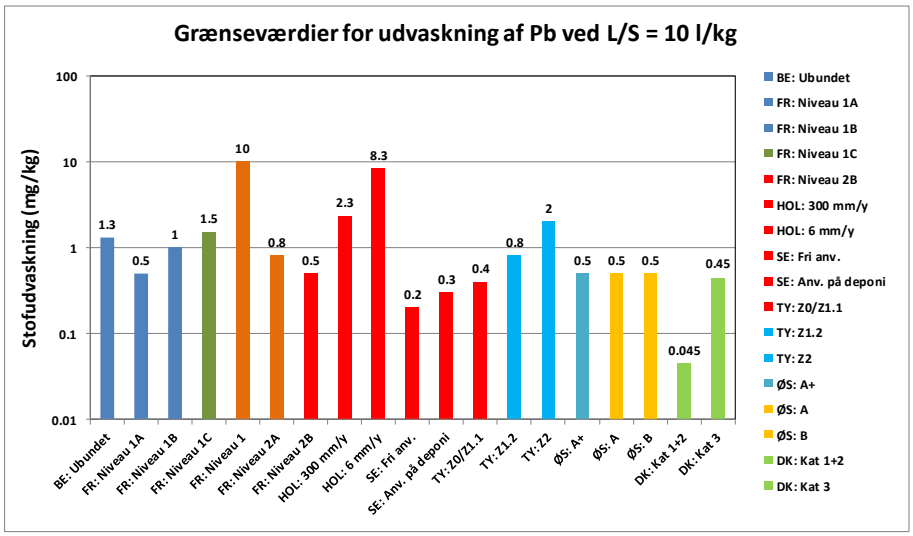




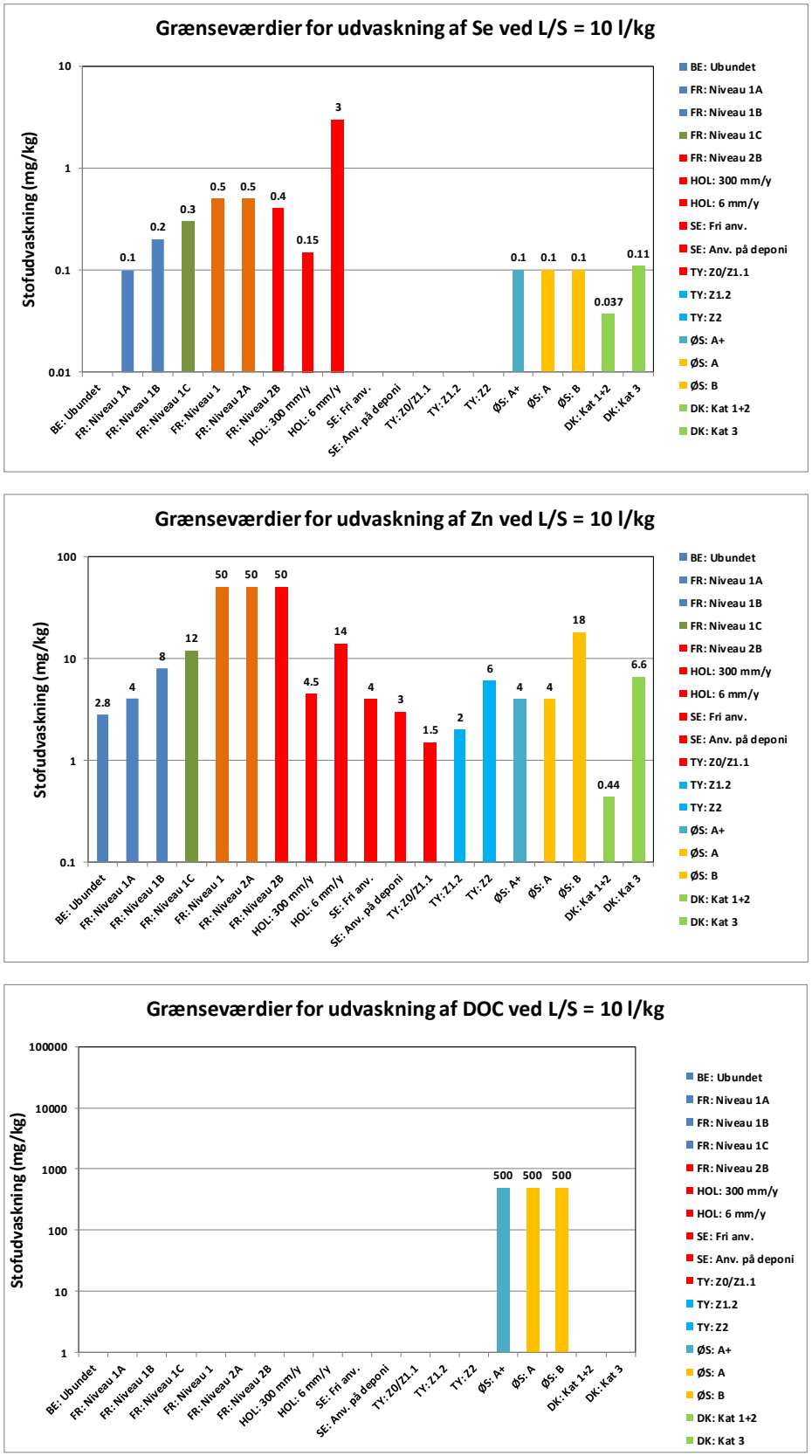
FIGUR 7 GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFUDVASKNING FOR ANVENDELSE AF KNUST BETON OG TEGL I EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDE. TIL SAMMENLIGNING SES GRÆNSEVÆRDIERNE FOR HENHOLDSVIS KATEGORI 1+2 OG KATEGORI 3 FRA BEK 1662/2010, SELV OM DE IKKE GÆLDER FOR KNUST BETON OG TEGL.







FIGUR 8 GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFUDVASKNING FOR ANVENDELSE AF KNUST BETON OG TEGL I EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDE. TIL SAMMENLIGNING SES GRÆNSEVÆRDIERNE FOR HENHOLDSVIS KATEGORI 1+2 OG KATEGORI 3 FRA BEK 1662/2010, SELV OM DE IKKE GÆLDER FOR KNUST BETON OG TEGL.



FIGUR 9 GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFUDVASKNING FOR ANVENDELSE AF KNUST BETON OG TEGL I EN RÆKKE EUROPÆISKE LANDE. TIL SAMMENLIGNING SES GRÆNSEVÆRDIERNE FOR HENHOLDSVIS KATEGORI 1+2 OG KATEGORI 3 FRA BEK 1662/2010, SELV OM DE IKKE GÆLDER FOR KNUST BETON OG TEGL.

8. Prioritering af stoffer, der kan indgå i krav til anvendelse af beton og tegl

8.1 Principper for prioritering af stoffer med henblik på en eventuel fastlæggelse af kvalitetskrav til knust beton, som ønskes anvendt

Med henblik på gennemførelse af en nøjere vurdering af, om og i hvilket omfang, der bør opstilles miljømæssige kvalitetskrav til knust beton, som ønskes anvendt som aggregat til bygge- og anlægsarbejder, foretages der i det følgende en trinvis prioritering af stoffer og stofgrupper, som kan forventes eller tænkes at forekomme i fraktionerne af knust beton, og som derfor bør indgå i en sådan vurdering. Knust tegl kan vurderes efter samme principper, men under inddragelse af et langt mindre antal stoffer (se afsnit 8.4). Prioriteringen baseres dels på de indsamlede informationer om potentielle indholds- og tilsætningsstoffer i cement og beton og informationerne om målte indhold og udvaskelige stofmængder fra disse materialer, dels på vurderinger af de miljømæssige risici, som disse stoffer kan tænkes at udgøre i forbindelse med anvendelse af fraktionerne knust beton til bygge- og anlægsformål. I vurderingen af de potentielle miljømæssige risici er også medtaget stoffer, som indgår i relevant dansk miljøbeskyttelseslovgivning (herunder BEK 1662/2010 og BEK 1049/2013 samt kvalitetskriterier for grundvand og overfladevand) og/eller i anvendelseskriterierne fra andre lande. Disse stoffer, hvis spredning i miljøet generelt vil være uønsket, medtages i den indledende vurdering, selv om deres tilstedeværelse i dansk knust beton i signifikant omfang ikke nødvendigvis er påvist eller sandsynliggjort ud fra det nuværende, meget sparsomme kendskab til indhold og stofudvaskning fra dansk, knust beton. Når et bedre kendskab til disse forhold er etableret, vil en del af disse stoffer formentlig kunne fjernes fra listen, når det kan vises, at de ikke udgør nogen miljørisiko i forbindelse med anvendelse af knust beton.

I forbindelse med prioriteringen tages der således hensyn til, at kendskabet til indhold og udvaskning af stoffer fra dansk knust beton er meget sparsomt og bygger på analysering og testning af meget få prøver, og at der er tilvejebragt meget få nye oplysninger i perioden fra 2003 til 2012. Der skal samtidig tages hensyn til to tidligere prioriteringer af stoffer med relation til betonproduktion og anvendelse af knust beton, som er gennemført i henholdsvis 2004 af Amternes Videncenter for Jordforurening for beton og cementvarefabrikker (AVJ, 2004) og 2006 af Miljøstyrelsen for bygge- og anlægsaffald (Trap et al., 2006).

På baggrund af det begrænsede eksisterende datamateriale må det anses for nødvendigt, at en vurdering af behovet for og karakteren af opstilling af miljømæssige kvalitetskrav til knust beton og tegl, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål, bliver baseret på et forbedret datagrundlag omfattende data for stofindhold og stofudvaskning for et repræsentativt udsnit af dansk knust beton og tegl. Det er hensigten, at stofprioriteringen i dette kapitel skal kunne bidrage til udvælgelsen af de stoffer, som bør indgå i analyseprogrammet for en undersøgelse, som kan tilvejebringe et sådant forbedret datagrundlag.

For betons vedkommende inddeles stofferne i henholdsvis primære og sekundære stoffer samt andre materialer/materialegrupper. **Primære stoffer** er stoffer, som findes i betonen ved levering

fra producenten eller efter udstøbning på pladsen, mens **sekundære stoffer** er stoffer, som ikke fra starten er indgået i produktionen af cementen eller betonen, men som efterfølgende er brugt i kontakt med betonen, og som derved har haft mulighed for at diffundere ind i denne og indgå som en del af det nedknuste betonprodukt, med mindre den del af betonen, som er påvirket af disse stoffer, er skilt fra i forbindelse med nedrivningsprocessen. **Andre materialer/materialegrupper** er materialer og stoffer, som ikke direkte er en del af selve betonen, men som kan være til stede i andre fraktioner af bygge- og anlægsaffald, og som kan udgøre en forurening af fraktionen knust beton. I modsætning til de primære og sekundære stoffer vil nogle af de andre materialer/materialegrupper, hvis de er til stede, kunne skilles fra det knuste betonprodukt ved en forbedret separationsproces.

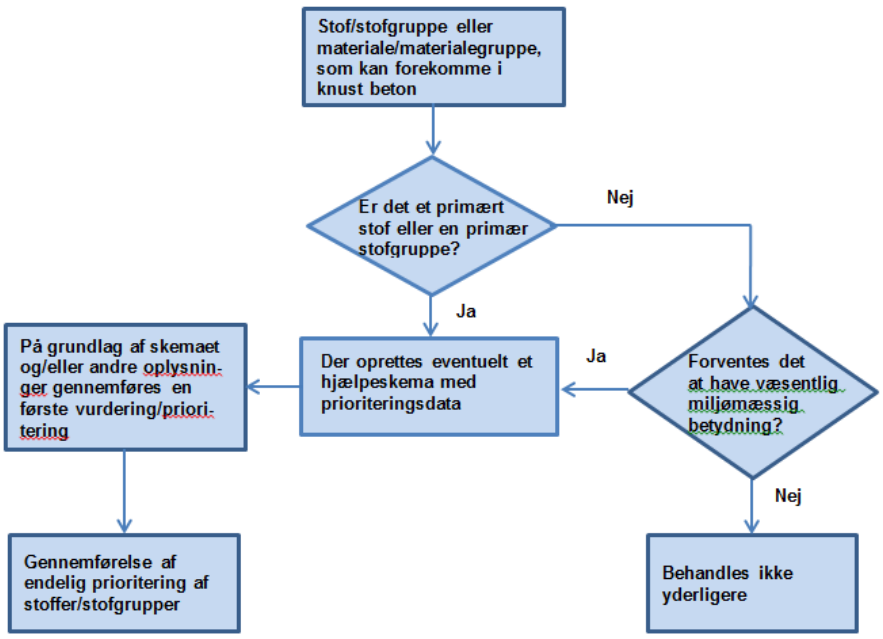
I kapitlerne 2 og 4 er der foretaget en gennemgang af såvel primære som sekundære stoffer og andre materialer/materialegrupper i relation til cement, beton og knust beton. Som det fremgår af disse afsnit er antallet af stoffer, stofgrupper og materialer, som kan indgå i beton og knust beton meget stort, og de kvantitative oplysninger om deres anvendelse er generelt meget sparsomme. Det er derfor ikke muligt i denne sammenhæng at foretage en vurdering og prioritering af dem alle. På grundlag af en vurdering af de mængder, hvori disse stoffer forekommer, og en fagligt begrundet vurdering af deres væsentlighed med hensyn til potentiel påvirkning af miljø og sundhed, er der tilvejebragt en bruttoliste af stoffer og stofgrupper, som efterfølgende er blevet underkastet en nøjere vurdering. De i Kapitel 6 viste data vedrørende stofindhold og stofudvaskning fra knust beton har også indgået i vurderingen, selv om disse informationer er af forholdsvis begrænset omfang. Det er tilstræbt, at relevante stoffer og stofgrupper, for hvilke der findes miljømæssige grænseværdier, er medtaget på bruttolisten, der er vist i Tabel 44.

TABEL 44 BRUTTOLISTE OVER PRIMÆRE OG SEKUNDÆRE STOFFER OG STOFGRUPPER, SOM KAN INDGÅ I KNUST BETON, SAMT ANDRE MATERIALER OG MATERIALEGRUPPER, SOM KAN FORURENE KNUST BETON, OG SOM DET ANBEFALES UNDERKASTES EN NØJERE VURDERING OG PRIORITERING. STOFFER VIST MED FED SKRIFT INDGÅR I REGULERING UNDER BEK 1662/2010 ELLER BEK 1049/2013.

Primære stoffer/stofgrupper	**Indholdsstoffer:** **As, Ba, Cd,** Co**, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se,** V**, Zn, klorid, fluorid, sulfat, TOC/DOC** **Tilsætningsstoffer:** **Kulbrinter**, triethanolamin, akryl- og polyakrylforbindelser, alifatiske aminer, borater, bromider, dieldrin, epoxider, iodider, paraformaldehyd, polyethylenglycol, polyethylenoxider, ftalater og polyftalater, polyhalogenerede forbindelser, polyhydroxycarboxylsyrer, styren-butadien-forbindelser, sulfonerede melamin-formaldehydkondensater, sulfonerede naftalenforbindelser, tensider, thiocyanater samt en række af de ovennævnte indholdsstoffer
Sekundære stoffer/stofgrupper	**PCB, PAH**, chlorparaffiner
Andre materialer/materialegrupper	-

Stofferne og stofgrupperne i Tabel 44 er blevet underkastet en nærmere vurdering efter den fremgangsmåde, som er beskrevet i Figur 10. For en række af stofferne i Tabel 44 er der udarbejdet et prioriteringshjælpeskema. Disse skemaer er vist i Bilag 3.

For tilsætningsstoffernes vedkommende er der meget stor usikkerhed om de anvendte mængder og for en del af specielt polymerstoffernes vedkommende også om præcis hvilke stoffer, der egentlig er tale om. Der er derfor ikke udarbejdet skemaer med prioriteringsdata for disse stoffer. De stoffer og stofgrupper, for hvilke der i Bilag 3 er oprettet hjælpeskemaer, er dem, for hvilke der findes regulering. Disse stoffer/stofgrupper er fremhævet med **fed** skrift i Tabel 44.



FIGUR 10 FREMGANGSMÅDE VED PRIORITERING AF STOFFER MV. I BETON.

8.2 Anvendelse af prioriteringsskemaer mv. for knust beton

I hvert af hjælpeskemaerne i Bilag 3 er der samlet oplysninger om **forureningspotentialet** af et givet stof eller en given stofgruppe, som kan forekomme i fraktionen knust beton, om den **miljømæssige regulering**, som stoffet eller stofgruppen er underkastet, og den **risiko**, som stoffet eller stofgruppen udgør, og om eventuelle **muligheder for at reducere en eventuel forurening** af den knuste beton med stoffet eller stofgruppen. Endelig indeholder skemaet en **indledende vurdering/anbefaling** af, om stoffet eller stofgruppen kan eller bør prioriteres i forhold til nærmere overvejelser om opstilling af kvalitetskrav til den knuste beton. I det følgende beskrives de enkelte punkter i skemaet. I beskrivelsen dækker "stof" både enkeltstoffer og stofgrupper.

Potentiale

Det søges oplyst, om stoffet indgår i råvarerne ved cementproduktionen, om det kan blive tilsat til betonen, når denne blandes eller udstøbes, om det kan tilføres under brugen af betonen (f.eks. fra maling eller ved indtrængen fra fugemateriale), og om stoffet vil kunne tilføres som urenheder i den knuste betonfraktion i form af andre materialer, der indeholder stoffet. Det søges endvidere oplyst, om brugen af stoffet kan knyttes til en bestemt tidsperiode og om det stadig bruges. Endelig medtages tilgængelige oplysninger om målte indhold af stoffet i knust beton i Danmark eller udlandet og om målinger i Danmark eller udlandet af udvaskning af stoffet fra knust beton.

Regulering og risiko

Der er samlet oplysninger om, hvorvidt stoffet er omfattet af POP-forordningen og/eller om det på anden måde er identificeret som et stof, der ikke ønskes anvendt eller spredt i miljøet, primært på

grundlag af Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010a). Der er endvidere redegjort for, om stoffet er reguleret i Dansk miljølovgivning, og hvor de findes, er grænseværdier angivet på basis af følgende:

- Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (Miljøstyrelsen, 2010b): Jordkvalitetskriterier, afskæringskriterier og grundvandskvalitetskriterier.
- BEK 1449/2007 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (Miljøstyrelsen, 2007): Kvalitetskriterier for drikkevand (for stoffer, som ikke er dækket af ovennævnte liste over kvalitetskriterier).
- BEK 1022/2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet (Miljøstyrelsen, 2010b): Laveste kvalitetskrav til overfladevand (fersk eller marint).
- BEK 1662/2010 om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder og om anvendelse af sorteret, uforurenet bygge- og anlægsaffald: Grænseværdier for stofindhold (Kategori 1) i restprodukter og jord og grænseværdier for stofudvaskning (Kategori 1+2 og Kategori 3) for restprodukter og jord.
- BEK 1049/2013 om deponeringsanlæg (Miljøstyrelsen, 2012d): Kriterier for faststofindhold af visse organiske stoffer/stofgrupper og kriterier for stofudvaskning af en række uorganiske stoffer og DOC for affald, som ønskes placeret på et deponeringsanlæg for inert affald.

Der er endvidere samlet oplysninger om, hvorvidt der i udlandet (dvs. i de lande, som indgår i gennemgangen i Kapitel 7) stilles krav til indhold eller udvaskning af stoffet for bygge- og anlægsaffald, som ønskes anvendt til konstruktionsformål. Endelig er der indsamlet information om stoffets mobilitet i jord og grundvand. Her er fortrinsvis benyttet oplysninger om de Kd-værdier, som blev anvendt ved beregning af udvaskningskriterierne for modtagelse af affald til deponering i BEK 1049/2013 (se f.eks. Miljøstyrelsen, 2009a). En Kd-værdi angiver et stofs ligevægtsfordeling mellem faststoffase og væskefase, og er et udtryk for stoffets tendens til adsorption på jordpartikler. Jo større Kd-værdi, jo større tendens til adsorption og jo mindre mobilitet.

Potentielle tiltag
Her noteres det blot, om det kan forventes, at indhold og/eller udvaskning af stoffet fra knust beton kan reduceres gennem opstrøms tiltag som f.eks. selektiv nedrivning og/eller om noget tilsvarende vil kunne opnås gennem forbedret sortering (f.eks. hvis stoffet fortrinsvis stammer fra forurening af betonfraktionen med andre materialer).

Vurdering/anbefaling
Her gives en vurdering af, om der findes såvel et potentiale (om stoffet kan forventes eller tænkes af findes i eller udvaskes fra knust beton) og en risiko (om stoffet er reguleret, på anden måde uønsket og/eller meget mobilt). Hvis der både findes et potentiale og en risiko, anbefales det, at stoffet sættes på bruttolisten over prioriterede stoffer (Tabel 44). Bemærk, at dette vil være tilfældet for stort set alle de stoffer, for hvilke der er udarbejdet skemaer, da optagelse på skemaerne er baseret på en indledende vurdering af disse forhold. For et givet stof, for hvilket der synes at være et kildestyrkepotentiale, men som ikke er omfattet af (dansk) regulering, anbefales det, at stoffet sættes på bruttolisten med henblik på overvejelser, om der bør indføres regulering, og om det ventuelt bør inkluderes i analyseprogrammet for en eventuel repræsentativ undersøgelse af knust dansk beton og tegl.

8.3 Resultat af prioritering for knust beton

På grundlag af den indledende prioritering, kan der opstilles et samlet skema for alle de i Tabel 44 viste stoffer. Dette er gjort i Tabel 45, hvor der for hvert stof er foretaget en opsummering af de væsentligste forhold, som kan have indflydelse på prioriteringen. Det vil være vanskeligt og synes ikke hensigtsmæssigt at prioritere alle stofferne absolut i forhold til hinanden. I stedet er stofferne

opdelt i grupper med forslag til, hvordan stofferne i hver gruppe kan håndteres med hensyn til vurdering af behovet for opstilling af kvalitetskrav for knust beton til anvendelse til bygge- og anlægsformål.

Gruppe A: Disse stoffer/stofgrupper er karakteriseret ved at det er konstateret at de er til stede i/udvasket fra den knuste beton eller at det vides, at de kan være tilsat, og ved, at der findes danske grænseværdier for stofferne med hensyn til modtagelse på et deponeringsanlæg for inert affald og eventuelt også med hensyn til anvendelse i henhold anvendelse af restprodukter og jord. Hvis stoffet/stofgruppen eller et eller flere stoffer i stofgruppen er på listen over uønskede stoffer eller er et POP-stof, betegnes det som A+. **Anbefaling:** Da der kun foreligger få sæt data vedrørende sammensætning og især stofudvaskning fra dansk knust beton, anbefales det, at der tilvejebringes et bedre, repræsentativt videngrundlag på dette område. Stoffer tilhørende gruppe A bør som udgangspunkt indgå i undersøgelsen som stoffer, for hvilke det, blandt andet af hensyn til konsekvens og sammenhæng i miljølovgivningen, - og afhængigt af resultaterne af undersøgelsen – kan overvejes at opstille grænseværdier for udvaskning og/eller indhold i knust beton, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål (hvilket ikke er ensbetydende med, at der rutinemæssigt skal testes for disse stoffer, hvis en undersøgelse viser, at de ikke udvaskes eller forekommer i væsentligt omfang i knust beton).

Gruppe B: Disse stoffer/stofgrupper er karakteriseret ved at være eller have været anvendt som tilsætningsstoffer i beton, men (med undtagelse af bromid) er der ikke fundet oplysninger om deres tilstedeværelse eller eventuelle udvaskning fra knust beton. Stofferne må generelt betragtes som forurenende, hvis de ender i jord, grundvand og overfladevand, og for nogle af stofferne findes der danske grænseværdier for indhold i grundvand. Hvis stoffet/stofgruppen eller et eller flere stoffer i stofgruppen er på listen over uønskede stoffer eller er et POP-stof, betegnes det som B+. **Anbefaling:** Da der stort set ingen viden er om deres tilstedeværelse i knust beton, bør disse stoffer - eller eventuelt et udvalg af stofferne – indgå i analyseprogrammet (faststof og eluater) for den ovenfor foreslåede undersøgelse af dansk knust beton og tegl.

Gruppe C: Disse stoffer/stofgrupper er karakteriseret ved at være konstateret at være til stede i/udvasket fra den knuste beton og ved, at der ikke findes nogen dansk miljøregulering af stoffet eller stofgruppen. **Anbefaling**: Der foretages ikke yderligere med hensyn til stoffer tilhørende gruppe C.

TABEL 45 OVERSIGT OVER GRUNDLAG FOR PRIORITERING STOFFER OG STOFGRUPPER I KNUST BETON.

Stof/stofgruppe	Type			Potentiale			Regulering/risiko								Anbefaling vedr. prioritering
							U	Indhold			Udvaskning				
	a	b	c	d	e	f		g	h	i	j	k	l	m	
As	X			X	X			X	X		X	X	X	X	Gruppe A
Ba	X				X			X			X	X	X	X	Gruppe A
Cd	X			X	<		X	X			X	X	X	X	Gruppe A+
Co	X					X				X	X			X	Gruppe C
Cr	X			X	**X**			X	X	X	X	X	X	X	Gruppe A
Cu	X			X	X		x	X	X	X	X	X	X	X	Gruppe A+
Hg	X			X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	Gruppe A+
Mn	X			X	<		x				X	X			Gruppe A+
Mo	X			X	X	X	x	X			X		X	X	Gruppe A+

Stof/stofgruppe	Type			Potentiale			Regulering/risiko								Anbefaling vedr. prioritering
							U	Indhold			Udvaskning				
	a	b	c	d	e	f		g	h	i	j	k	l	m	
Ni	X			X	X		x	X	X	X	X	X	X	X	Gruppe A+
Pb	X			X	<		X	X	X	X	X	X	X	X	Gruppe A+
Sb	X					X					X		X	X	Gruppe A
Se	X					X		X			X	X	X	X	Gruppe A
V	X			X	<	X								X	Gruppe C
Zn	X			X	<	X		X	X	X	X	X	X	X	Gruppe A
Klorid	X			X	X	X					X	X	X	X	Gruppe A
Fluorid	X					X		X					X	X	Gruppe A
Sulfat	X		X		X	X					X	X	X	X	Gruppe A
TOC/DOC		X		X	X				X	X	X		X	X	Gruppe A
PCB			X	X	X	X	X		D						Gruppe A+
PAH			X	X	X		X	X	D	X	X				Gruppe A+
Kulbrinter		X			X	X		X	D	X	X				Gruppe A
Klorparaffiner			X				X								Gruppe B+
Akryl-og polyakrylforb.		X									X				Gruppe B
Alifatiske aminer		X													Gruppe B
Borater		X					X								Gruppe B+
Bromider		X				X									Gruppe B
Dieldrin		X					X				X				Gruppe B+
Epoxider		X													Gruppe B
Formalin		X													Gruppe B
Nafthalen		X													Gruppe B
Nitrat		X													Gruppe B
Nitrit		X													Gruppe B
Paraformaldehyd		X													Gruppe B
Polyethylenglykol		X													Gruppe B
Polyethylenoxider		X													Gruppe B
Ftalater og polyftalater		X					X				X				Gruppe B+
Polyhalogenerede forb.		X													Gruppe B
PolyhyBroxylkarboxylsyre		X													Gruppe B
Styren-butadienforb.		X									X				Gruppe B
Sulfonerede melanin-formaldehydkondensater		X													Gruppe B
Sulfonerede naphtalen-forbindelser		X													Gruppe B
Thiocyanater		X													Gruppe B

a: primært stof, indholdsstof
b: primært stof, tilsætningsstof
c: sekundært stof
d: indhold målt i dansk knust beton
e: udvaskning målt fra dansk knust beton
f: indhold og/eller udvaskning målt på udenlandsk knust beton
U: uønsket stof/stofgruppe eller POP

g: der findes jordkvalitetskriterium i DK
h: der findes indholdskrav til restprodukter i DK
i: der findes udenlandske indholdskrav
j: der findes kval.krav til grundvand og/eller overfladevand
k: der findes udv.krav til anvendelse af restprod. i DK
l: der findes udv.krav til deponering (inert affald) i DK
m: der findes udenlandske udv.krav

Det **anbefales** endvidere, at der gennemføres en repræsentativ undersøgelse af knust beton samt en feltundersøgelse af perkolat fra et eller flere store oplag af nedknust beton med det formål at belyse forekomst og udvaskning af indholds- og tilsætningsstoffer.

8.4 Prioritering af stoffer med henblik på fastlæggelse af kvalitetskrav til anvendelse af knust tegl

Da der kun foreligger få sæt data vedrørende sammensætning og især stofudvaskning fra dansk knust tegl, anbefales det, at der ligesom anbefalet for beton også for tegl gennemføres en undersøgelse, som kan give et repræsentativt indtryk af indhold i og udvaskning fra dansk tegl af potentielt skadelige stoffer. Det foreslås, at der tages udgangspunkt i en liste af stoffer, som svarer til Gruppe A for knust beton i Tabel 45.

9. Anbefalinger vedrørende en eventuel opstilling af kvalitetskrav til knust beton og tegl

9.1 Overordnede principper

For at beskytte miljø og sundhed og sikre sammenhæng i dansk miljølovgivning foreslås det, som allerede nævnt i Kapitel 8, at der for knust beton og knust tegl, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsarbejder, på et repræsentativt udsnit af prøver af knust beton og tegl fra Danmark gennemføres en undersøgelse af indhold og udvaskning af en række af de i Kapitel 8 identificerede potentielt problematiske stoffer og deres mulige belastning af miljøet i forbindelse med forskellige scenarier for anvendelse til bygge- og anlægsformål. På grundlag af en sådan undersøgelse kan det så vurderes, om det vil være hensigtsmæssigt at opstille krav til indhold og udvaskning af potentielt miljøbelastende eller skadelige stoffer i forbindelse med anvendelse af knust beton og tegl.

Såfremt en sådan undersøgelse viser, at det vil være hensigtsmæssigt at opstille grænseværdier for stofudvaskning for anvendelse af knust beton og tegl, foreslås det, at dette gøres på basis af de samme hovedprincipper, som ligger til grund for et forslag til End-of-Waste-kriterier for bygge- og anlægsaffald (Hjelmar et al., 2013). Her skelnes der mellem fri anvendelse, som i øjeblikket uden konkrete kvalitetskrav er mulig for "uforurenet" knust beton og tegl (BEK 1662/2010), og anvendelse med forskellige restriktioner eller betingelser som f.eks. specifikke formål, maksimal lagtykkelse, længde og bredde, maksimal gennemsivning af nedbør, minimal afstand til grundvand og/eller overfladevand.

9.2 Fri anvendelse af knust beton og tegl

Ved fri anvendelse af knust beton og tegl som erstatning for primære råstoffer foreslås det, at materialerne som udgangspunkt skal overholde jordkvalitetskriterierne (hvor sådanne findes) for stofferne tilhørende Gruppe A, eventuelt suppleret med stoffer fra Gruppe B.

Ved fri anvendelse kan en stor mængde beton eller tegl i princippet komme i direkte kontakt med grundvand eller overfladevand, og det foreslås derfor, at det første porevand fra den knuste beton eller tegl skal overholde grundvandskvalitetskriterierne GVK (eventuelt et overfladevandskvalitetskriterie.rne). Dette ret restriktive krav svarer til de kriterier, som i Miljøstyrelsen (2009b) er foreslået for fri anvendelse af lettere forurenet jord til entreprenørmæssige formål.

For en given mængde knust beton/tegl med porøsitet p og bulkdensitet ved anvendelsen, D_B (kg/l), kan $(L/S)_{PV}$ svarende til opfyldning af porevolumnet med vand beregnes som p/D_B (l/kg). Det første porevolumen, som fremkommer, når materialet gennemstrømmes af vand, vil da svare til denne akkumulerede L/S-værdi.

Hvis grænseværdien for udvaskning af et givet stof som ovenfor beskrevet ved fri anvendelse fastsættes ved, at koncentrationen i det første porevolumen ikke må overstige GVK, vil dette svare til, at koncentrationsniveauet i en eluatfraktion svarende til $L/S = 0 - (L/S)_{PV}$ opsamlet f.eks. i kolonneudvaskningstesten CEN/TS 14405 ikke må overstige GVK, eller at den herved udvaskede stofmængde ikke må overstige $E_{PV} = GVK \times (L/S)_{PV}$. Hvis man i stedet ønsker at anvende batchudvaskningstesten EN 12457-1 ved L/S = 2 l/kg, som er foreskrevet for restprodukter og jord i BEK 1662/2010, kan grænseværdien under visse antagelser omregnes til denne L/S-værdi, E_2, under anvendelse af den i afsnit 6.5 viste ligning, hvor L/S = 10 l/kg er erstattet af $L/S = (L/S)_{PV}$:

$$E_2 = GVK \times (L/S)_{PV} \times (1 - \exp(-(L/S)_{PV} \times \kappa))/(1-\exp(-2 \times \kappa)),$$

hvor κ som nævnt i afsnit 6.5 er en stofspecifik parameter (se for eksempel Miljøstyrelsen 2009a eller 2009b). Samme type grænseværdi er som nævnt tidligere foreslået for fri anvendelse af lettere forurenet jord i Miljøstyrelsen (2009b).

Allerede med udgangspunkt i det sparsomme danske datamateriale (se Tabel 37 og Tabel 38) må fri anvendelse af knust beton og tegl anses for at kunne blive miljømæssigt problematisk. Specifikke anvendelser med visse restriktioner synes umiddelbart at udgøre en miljømæssigt bedre løsning.

9.3 Specifikke anvendelser af knust beton og tegl med betingelser

9.3.1 Principper

For anvendelse af knust beton og tegl under bestemte betingelser foreslås det, at der opstilles et eller flere scenarier svarende til de pågældende betingelser/restriktioner, og at disse scenarier efterfølgende ligger til grund for risikobaserede modelberegninger af grænseværdier for udvaskning af uorganiske stoffer (og DOC) tilhørende Gruppe A, eventuelt suppleret med stoffer fra Gruppe B, som sikrer, at kvalitetskrav til nedstrøms grundvand eller overfladevand i en vis afstand fra anvendelsesprojektet ikke overskrides som følge af stofudvaskning fra det anvendte materiale. Fremgangsmåden, som i princippet svarer til den, der blev anvendt ved opstilling af udvaskningskriterier for affald, som skal deponeres i henhold til BEK 1049/2013, er beskrevet i detaljer i Hjelmar et al. (2013).

Udvaskningskriterierne er primært rettet mod beskyttelse af grundvand, overfladevand og jord. Det bør overvejes i hvilket omfang, der af hensyn til eventuelle sundhedsrisici skal stilles krav til maksimalt indhold af organiske stoffer og uorganiske stoffer, for hvilke der findes jordkvalitetskriterier, og som tilhører Gruppe A, eventuelt suppleret med stoffer fra Gruppe B. Kravene bør som minimum omfatte stofferne i Gruppe A+ og kan suppleres under hensyntagen til konkrete oplysninger om et givet parti knust beton eller tegl. Det foreslås som udgangspunkt, at jordkvalitetskriterierne anvendes i de tilfælde, hvor der på et eller flere tidspunkter i materialernes forventede livscyklus kan forventes at opstå risici for, at mennesker kan komme i kontakt med materialerne.

9.3.2 Metode til fastlæggelse af udvaskningskriterier

Anvendelsen af knust beton og tegl til bygge- og anlægsformål kan i lighed med anvendelsen af jord og restprodukter (BEK 1662/2010) underkastes en række betingelser og begrænsninger, som vil kunne reducere miljøpåvirkningen ved stofudvaskning sammenlignet med den potentielle miljøpåvirkning ved fri anvendelse og derved muliggøre mindre stringente grænseværdier for stofudvaskning. Disse betingelser og begrænsninger behøver ikke nødvendigvis at virke meget restriktive for anvendelsen af materialerne, da de fleste af dem på mange måder svarer til de forhold, som knust beton og knust tegl normalt anvendes under.

Som eksempler på betingelser, der kan modificere miljøpåvirkningen og dermed grænseværdierne for stofudvaskning, kan nævnes følgende (som ikke nødvendigvis alle anbefales):

- Materialerne kan kun anvendes til specifikke (angivne) formål
- Materialerne skal fjernes, når de ikke længere tjener det oprindelige formål (dette kan reducere det tidsrum, som skal vurderes)
- Minimumsafstand til højeste grundvandsniveau (der kan tages hensyn til stofretention i den umættede zone)
- Minimumsafstand til overfladevand og/eller til vurderingspunkt (POC, point of compliance) for grundvand (der kan tages hensyn til stofretention og fortynding i grundvandet)
- Restriktioner på højden af en anvendelse (har indflydelse på kildestyrken, som aftager hurtigere jo mindre højden er)
- Restriktioner på længden og bredden af anvendelsen (begrænser kildestyrken)
- Restriktioner på infiltrationen af nedbør, f.eks. gennem krav til tæthed af overdækning (begrænser stoffluxen ud af anvendelsen)

Det foreslås, at der etableres risikobaserede grænseværdier for stofudvaskning ved hjælp af en trinvis procedure, som gør det muligt at inddrage effekten af en eller flere af de ovennævnte betingelser for anvendelse af knust beton og tegl. Metoden er som nævnt baseret på de samme grundlæggende principper, som blev anvendt til fastlæggelse af udvaskningsgrænseværdierne i BEK 719/2011 om deponeringsanlæg. Proceduren er kort beskrevet i Tabel 46. For en mere detailleret beskrivelse kan der blandt andet henvises til Hjelmar et al. (2013).

TABEL 46 OVERSIGTSMÆSSIG BESKRIVELSE AF TRINVIS PROCEDURE, SOM KAN ANVENDES TIL FASTSÆTTELSE AF GRÆNSEVÆRDIER FOR STOFUDVASKNING FRA KNUST BETON OG TEGL, SOM ANVENDES TIL BYGGE- OG ANLÆGSFORMÅL.

Trinvis procedure	Kommentarer til de enkelte trin
Trin 1: Valg og beskrivelse af anvendelsesformen og de relevante betingelser og restriktioner	Det konkrete anvendelsesscenarie og de valgte betingelser og restriktioner (se listen) og deres effekt beskrives
Trin 2: Beskrivelse af den eller de relevante receptorer og de primære vandkvalitetskriterier	Receptoren (grundvand eller overfladevand) vælges, og de vandkvalitetskriterier, som skal overholdes i en vis afstand nedstrøms for anvendelsesprojektet (point of compliance, POC) vælges. For grundvand foreslås grundvandskvalitetskriterierne (GVK).
Trin 3: Beskrivelse og modellering af kildestyrken	Modellering af stoffluxen som funktion af tiden, baseret på den valgte anvendelse, de valgte betingelser, og antagelser vedrørende de klimatiske forhold, herunder infiltrationen gennem toplaget og materialet.
Trin 4: Beskrivelse og modellering af transporten af stoffer fra kilden til POC (se trin 2) i receptoren.	Modellering af transporten af stoffer fra kilden til POC, hvor den modererende indflydelse af de valgte betingelser og attenuering/fortynding i jord, grundvand og eventuelt overfladevand indgår i beregningerne. Det skal overvejes, hvor langt et tidsrum modelberegningerne skal dække.
Trin 5: Vurdering af påvirkningen af receptoren ved POC og tilpasning af kildestyrken til de primære vandkvalitetskriterier ved revers modellering eller iteration	Maximumskoncentrationerne (GVmax) af stofferne i grundvandet ved POC beregnes, og forholdet mellem GVmax og startkoncentrationen ved kilden etableres for hvert stof ved revers modellering eller iteration. Kildestyrkekoncentrationen svarende til GVmax erstattet af GVK beregnes.
Trin 6: Transformation af kildestyrkekriterierne til specifikke grænseværdier for udvaskningstests	Den resulterende initielle kildestyrkekoncentration (C_0) svarende til GVK ved POC kan omregnes til modsvarende grænseværdier for udvaskning ved L/S = 2 l/kg og L/S = 10 l/kg under antagelse af en eksponentielt aftagende koncentration som funktion af L/S.
Trin 7: Evaluering af de resulterende grænseværdier og eventuel gentagelse af den trinvise procedure	For samme receptor og samme GVK vil grænseværdierne for stofudvaskning sandsynligvis være væsentligt mindre restriktive end ved fri anvendelse. Hvis de beregnede værdier vurderes at være for restriktive, kan proceduren gentages med yderligere eller mere effektive anvendelsesbetingelser. Når grænseværdierne er beregnet, bør de afstemmes

Trinvis procedure	Kommentarer til de enkelte trin
	med en række andre faktorer, herunder konsistens med anden lovgivning, og eventuelt modificeres.

Der vælges ét eller flere typiske scenarier med tilhørende betingelser, som hver vil føre til et separat sæt udvaskningsgrænseværdier. Af hensyn til overskueligheden bør antallet af modelscenarier nok begrænses mest muligt.

De eksisterende udvaskningsgrænseværdier for jord og restprodukter, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål (BEK 1662/2010) er også baseret på en risikovurdering, men her tages der eksempelvis ikke hensyn til stofretention i den umættede og mættede zone, hvilket giver nogle forholdsvis restriktive grænseværdier. De er fastlagt, inden de principper, som på EU-plan blev anvendt til fastsættelse af udvaskningskriterier for modtagelse af affald til deponering (se f.eks. Hjelmar et al., 2001), blev udviklet og efterfølgende anvendt til beregning af grænseværdier for modtagelse af affald til deponering i Danmark og til opstilling af forslag til udvaskningskriterier for lettere forurenet jord, der ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål (Miljøstyrelsen, 2009a og Miljøstyrelsen 2009b). Det kunne derfor foreslås, at de eksisterende grænseværdier i BEK 1662/2010 blev revideret samtidig med en eventuel fastsættelse af udvaskningsgrænseværdier for anvendelse af knust beton og tegl (samme grænseværdier for alle restprodukter, inklusive knust beton og tegl). Samtidig burde det af hensyn til sammenhængen i lovgivningen sikres, at alle de stoffer, for hvilke der findes udvaskningskriterier i BEK 1049/2013 om deponering, også indgår i det foreslåede brutto-testprogram for knust beton og tegl, som ønskes anvendt til bygge- og anlægsformål. Endvidere bør det sikres, at der er overensstemmelse mellem testmetoderne, således at eventuelle fremtidige testresultater kan anvendes til vurdering både af mulighederne for anvendelse og mulighederne for anbringelse på deponeringsanlæg.

Det bør bemærkes, at en eventuel beslutning om fastsættelse af kvalitetskriterier for anvendelse af knust beton og tegl ikke nødvendigvis behøver at medføre et stort omfang af rutinemæssig kontroltestning. Hvis den foreslåede grundige karakterisering af en række repræsentative prøver af dansk knust beton og tegl gennemføres, bør der kunne etableres en form for autorisering af producenter af knust beton og tegl, f.eks. baseret på nogle indledende tests og analyser, løbende stikprøvekontrol og oplysninger om oprindelse og karakter af modtaget beton og tegl fra nedrivning (og bedre kontrol/tilsyn med nedrivning). Hvis den ovenfor foreslåede undersøgelse viser, at der for visse anvendelsesscenarier for et bredt og repræsentativt udsnit af dansk knust beton og tegl, som er indsamlet og behandlet under kontrollerede forhold, ikke synes at være nogen væsentlig risiko for overskridelse af kvalitetskriterierne for nedstrøms grundvand og overfladevand, kunne man for disse eventuelt overveje at tillade anvendelse af knust beton og tegl uden testning, men under overholdelse af nærmere specificerede anvendelsesbetingelser. Hvis producenten har mistanke om, at der kan findes miljøskadelige stoffer i det modtagne materiale – også stoffer, som der ikke er krav til - bør denne være forpligtet til at teste/analysere for det pågældende stof i det færdige produkt (en regel, der er parallel til en tilsvarende regel i deponeringsbekendtgørelsen).

Referencer

Achternbosch, M. K-R. Bräutigam, M. Gleis, N. Hartlieb, C. Kupsch, U. Richers og P. Stemmermann (2004): Heavy metals in cement and concrete from the co-incineration of wastes in cement kilns with regard to the legitimacy of waste utilisation, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.

Aïtcin, P.-C. (2008): Binders for Durable and Sustainable Concrete. Taylor & Francis.

Alonso, C., M. Acha and C. Andrade (1990): Inhibiting effect of nitrites on the corrosion of rebars embedded in carbonated concrete. in: Vázquez, E. Admixtures for Concrete Improvement of Properties Barcelona, Spain, 1990 pp 247 - 257. Chapman and Hall 1990.

Alzubaidi, H. (1999): Miljöeffekter av dammbindning av grusvägar. VTI notat 18-1999. Väg- och transportforskningsinstituttet.

Andersson, M., H. Ervanne, M. A. Glaus, S. Holgersson, P. Karttunen, H. Laine, B. Lothenbach, L. Puigdomenech, B. Schwyn, M. Snellman, H. Ueda, M. Vuorio, E. Wieland, T. Yamamoto (2008): Development of Methodology for Evaluation of Long-Term Safety Aspects of Organic Cement Paste Components. Working Report 2008-28. Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.

Andersson, Å. C., A-M. Strömvall (2001): Leaching of Concrete Admixtures Containing Thiocyanate and Resin Acids. Environmental Science and Technology, 35, 788-793.

Arbejdstilsynet (2006): At-vejledning C.1.4. Chromat i cement.

ATSDR (1992): Toxicological Profile for Vinyl Acetate. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

ATSDR (2000): Toxicological profile for aldrin/dieldrin. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

AVJ (2001): Amternes Videncenter for Jordforurening - Håndbog om undersøgelser af chlorerede stoffer i jord og grundvand, nr. 5, 2001.
http://www.jordforurening.info/filer/udgivelser/rapporter/16/undersoegchlor.pdf

AVJ (2004): Amternes Videncenter for Jordforurening - Branchebeskrivelse af beton- og cementvarefabrikker. Teknik og administration Nr. 1 2004.

Austrian Construction Materials Recycling Association (2007): Guideline for recycled building materials, 7th edition.

BASF (2007a): Dansk produktdatablad for Amex® SB.

BASF (2007b): Dansk produktdatablad for Rheofit 700.

BASF (2007c): Concrete Technology Update. Thiocyanates. BASF Construction Chemicals, LLC

BASF (2011): Canadisk produktdatablad for GLENIUM 7500. Revision date : 2011/01/31 Version: 1.1.

Baun A. og Christensen P.B. (1991): Alternativer til anvendelse af freon i kølebranchen. DTH, Videnskabsbutikken.

Bekendtgørelse om begrænsning af salg og anvendelse af kreosot, BEK nr. 665 af 04/07/1996. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Bekendtgørelse af Stockholmkonventionen af 22. maj 2001 om persistente organiske miljøgifte. BKI nr 29 af 14/10/2004.

Bekendtgørelse om foranstaltninger til forebyggelse af kræftrisikoen ved arbejde med stoffer og materialer. Bekendtgørelse nr. 908 af 27/09/2005.

Bekendtgørelse om forbud mod import og salg af produkter, der indeholder bly. Bekendtgørelse nr. 856 af 05/09/2009.

Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder og om anvendelse af sorteret, uforurenet bygge- og anlægsaffald. Bekendtgørelse nr. 1662 af 21/12/2010. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Bekendtgørelse om tilsætninger mv. til fødevarer. Bekendtgørelse nr. 874 af 01/08/2011.

Bekendtgørelse om affald. Bek. nr. 1415 af 12/12/2011. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Beredskabsstyrelsen (2012a): Tetrachlormethan. Indsatskort for kemikalieuheld. http://www.kemikalieberedskab.dk/ikkort/47/ik.kort.%5BT%5D.471.html (Besøgt 29/3-12).

Beredskabsstyrelsen (2012b): Trichlorethan. Indsatskort for kemikalieuheld. http://www.kemikalieberedskab.dk/ikkort/49/ik.kort.[G].491.html (Besøgt 29/3-12).

Berge, B. (2000): The Ecology of Building Materials. Architectural Press.

Berge, B. (2009): The Ecology of Building Materials, 2ed. Architectural Press.

Biosite (2012): www.biosite.dk

BMD (1995): Building Materials Decree. Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 567, 1-92, The Netherlands.

Brust, K. (2001): Toxicity of aliphatic amines on the embryos of zebrafish Danio rerio - experimental studies and QSAR. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.) an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden.

Bundesminiterium für Umwelt, Jugend und Familie (1991): Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Trennung von bei Bautätigkeiten anfallenden Materialien StF: BGBl. Nr. 259/1991, Wien, Österreich.

Buxbaum G. og G. Pfaff eds. (2005): Industrial Inorganic Pigments. Third, Completely Revised Edition. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim.

Bødker, J., (2006a): Kulbrinte i betonslam. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 17.

Bødker, J., (2006b): Miljøvurdering af nye betontyper. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 38.

Bødker, J og Claus Pade (2007): Byggeri Beton. Flyveaske i beton der er i kontakt med drikkevand. Teknologisk Institut.

Böhmer, S., Moser, G., Neubauer, C., Peltoniemi, M., Schachermayer, E., Tesar, M., Walter, B., Winter, B. (2008): AGGREGATES CASE STUDY, Final Report referring to contract n° 150787-2007 F1SC-AT "Aggregates case study – data gathering" (study commissioned by JRC-IPTS), Vienna.

CAA, Cement Admixtures Association. Admixture Sheet – ATS 4. Accelerating admixtures (2006): www.admixtures.org.uk.

California Department of Transportation (2010): Approved Chemical Admixtures for use in Concrete.http://www.dot.ca.gov/hq/esc/approved_products_list/pdf/Approved_Chem_Admix_List.doc

CEC (2003): Council Decision 2003/33/EC of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 and Annex II to Directive 1999/31/EC.

Cementa AB (2009): Material Safety Data Sheet - Cementa HPM.

CFM og Niels Trap (2012a): Miljøfarligt bygge- og anlægsaffald ved renovering og nedrivning. Center for miljø. Københavns Kommune.

CFM (2012b): Personlig kommunikation med Jonny Christensen, Center for Miljø, Københavns Kommune, juli 2012.

CFM og Niels Trap (2012c): Miljøkortlægning af bygninger. Center for miljø. Københavns Kommune.

Chandra, S. and Berntsson, L. (2002): Lightweight Aggregate Concrete. Science, Technology, and Applications. Noyes Publications.

Chen, Y. (1996): Organic Matter Reactions Involving Micronutrients in Soils and their Effect on Plants. In: Piccolo, Alessandro, ed. Humic Substances in Terrestrial Ecosystems.

Comans (2011): Personlig kommunikation med Rob Comans, ECN, Petten, Holland.

Dansk Betonforening (1981): Dansk betonforening's arbejdsgruppe om "Tilsætningsstoffer til beton". Datablad II. udgave, juli 1981.

Dansk Betonforening (1982) Plastificering af beton. Debatmøde afholdt i DBF den 30. september 1981

De Schoenmakere, M. (2007): End-of-Waste criteria for construction and demolition waste, OVAM, Waste Management Europe.

DHI (1999): Ikke-offentliggjorte resultater fra AltMat-projektet. DHI, Hørsholm.

DHI (2003): Udvaskning af organiske stoffer fra jord – Udvikling og afprøvning af testmetoder. Rapport til Miljøstyrelsen, DHI, Hørsholm.

Dondi M., G. Guarini, M. Raimondo og C. Zanelli (2009): Recycling PC and TV waste glass in clay bricks and roof tiles. Waste Management 29:1945–1951. doi:10.1016/j.wasman.2008.12.003.

DOW (2015): Sikkerhedsdatablad i henhold til Forordning (EU)nr. 453/2010. METHOCEL™ F4C Hydroxypropyl Methylcellulose Revisionsdato: 2015/01/27 Udgave: 4.0.

Elchem (2011): Styren-Butadien Polymer. Product Safety Information.

Eller, K., Henkes, E., Rossbacher, R., Höke, H. (2005): Amines, Aliphatic. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a02 001.

Ervanne, H., og Hakanen, M. (2007): Analysis of Cement Superplasticizers and Grinding Aids. A Literature Survey. Working Report 2007-15. Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.

ESIS (2012): http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla. (Besøgt 2/5-12).

European Food Safety Authority (EFSA) (July 5th 2012): Scientific Opinion on Flavouring Group Evaluation 94, Revision 1 (FGE.94Rev1): Consideration of aliphatic amines and amides evaluated in an addendum to the group of aliphatic and aromatic amines and amides evaluated by the JECFA (68th meeting) EFSA Panel on Food Contact Materials, Enzymes, Flavourings and Processing Aids (CEF).

Falk, C. og Krejbjerg, J. (1991): Tegl 1. Teglfremstilling. 2 udgave. Kalk- og Teglinformation.

Falkenberg, A J., Hjuler, H., Grøn, C., Dybdahl, H.P., Broholm, K. og Østfeldt, P. (2002): Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. Miljøprojekt Nr. 728. Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening. Miljøstyrelsen.

Felthouse, T. R., Burnett, J.C., Horrell, B., Mummey, M.J. and Kuo, Y.-J. (2001): Maleic Anhydride, Maleic Acid, and Fumaric Acid. Huntsman Petrochemical Corporation.

Fiebach, K., Kraemer, R., Grimm, D. (2005): Resins, Natural. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a23 073.

Fiedler, H. (2010): Short-Chain Chlorinated Paraffins: Production, Use and International Regulations. in: J. de Boer (ed.), Chlorinated Paraffins, Hdb Env Chem (2010) 10: 1–40, DOI 10.1007/698_2010_58.

Finnish Ministry of the Environment (2006): Government Decree concerning the recovery of certain wastes in earth construction (591/2006), 28.06.2006. Amended 2009.

Frauenkron, M., J-P. Melder, G. Ruider, R. Rossbacher, H. Höke (2005): Ethanolamines and Propanolamines. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI:10.1002/14356007.a10 001.

Gebhart, D., L., T. A. Hale, K. Michaels-Busch (1996): Dust Control Material Performance on Unsurfaced Roadways and Tank Trails. USAE-USACERL Technical Report.

Glahn, H-E., E. A. Bjørn og S. Laurents, (eds), (1941): Karl Meyer Vareleksikon, 5. udgave. Aschehoug Dansk Forlag.

Glahn, H-E. og S. Laurents, (eds), (1952): Karl Meyer Vareleksikon, 6. udgave. Aschehoug Dansk Forlag.

Grossman, E. (2013): Non Legacy PCBs Pigment Manufacturing By-Products. Get a Second Look. Environmental Health Perspectives 121(3):A86-A93.

Grub, Joachim og Eckhard Löser (2005): Butadiene. In Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a04 431.

Hakanen, M., Ervanne, H. (2006): The Influence of Organic Cement Additives on Radionuclide Mobility. A Literature Survey. Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.

Hallbeck, L., Jägevall, S., Pääjärvi, A., Rabe, L., Edlund, J., Eriksson, S. (2012): Microbial Analyses of Cement and Grouting Additives. Posiva Oy, Olkiluoto, Finland.

Hartlén, J., Grönholm, R., Nyström, T., Schultz, J. (1999): Projektet nya sten- och grusmaterial. Återanvänding av sekundäre material inom anläggninsområdet. AFR-Report 275. AFN, Naturvårdsverket. Stockholm.

Hasholt, M. T., H. Hansen og F. Thøgersen, (2003): Metoder til genanvendelse af farvede glasskår til produktion af tegl og beton og til vejbygning. Del 1. Litteraturstudium. Miljøprojekt nr. 819. Miljøstyrelsen.

Herbst, W., Hunger, K. (2004): Industrial Organic Pigments, 3ed. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim.

Herholdt, Aa, D., C. F. P. Justesen, P. Nepper-Christensen, A. Nielsen, (1985): Betonbogen, 2 udgave. Aalborg Portland.

Hjelmar, O. (1990): Leachate from land disposal of coal fly ash. Waste Management & Research, 8, 429-449.

Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun & D. Hall (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In: T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.): Sardinia 2001, *Proceedings of the Eigth International Waste Management and Landfill Symposium,* S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA, Vol.III, pp. 712-721.

Hjelmar, O., Holm, J., Hansen, J.G., Dahlstrøm, K. (2005): The European criteria for acceptance of waste at landfills: Implementation of Council Decision 2003/33/EC in Denmark. In: Proceedings of the 1st International on Engineering for Waste Treatment, WasteEng 05, May 17-19 2005, Albi, France.

Hjelmar, O., van der Sloot, H.A., Comans, R.N.J. & Wahlström, M. (2013): EoW Criteria for Waste-Derived Aggregates. Waste Biomass Valor (2013) 4:809-819.

Howard, P. H. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates. Lewis Publishers

http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsCASOrder.pdf

Hu, D., Hornbuckle, K. C. (2010): Inadvertent Polychlorinated Biphenyls in Commercial Paint Pigments. Environmental Science and Technology 33:2822-2827.

IARC (1987): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Supplement 7. OveraIl Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42.

IARC (1990a): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 48. Some Flame Retardants and Textile Chemicals, and Exposures in the Textile Manufacturing Industry.

IARC (1990b): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 49 Chromium, Nickel and Welding. Summary of Data Reported and Evaluation. WHO.

IARC (1991): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 52. Chlorinated Drinking- water; Chlorination By- products; Some Other Halogenated Compounds; Cobalt and Cobalt Compounds

IARC (2000): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 77. Some Industrial Chemicals

IARC (2006): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans VOLUME 88. Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol

IARC (2010): Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans VOLUME 93. Carbon Black, Titanium Dioxide, and Talc.

Idorn, G. M. (1957): Undersøgelse af skader i slaggebetonplader. Betonteknik 23(4):159-173

INCHEM (2000): Benzoic Acid and Sodium Benzoate. International Programme on Chemical Safety. Concise International Chemical Assessment Document No. 26. http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad26.htm#SectionNumber:6.1

Ingeniøren (2001): Tunnelbyggeri ender i miljø-mareridt. http://ing.dk/artikel/42231-tunnelbyggeri-ender-i-miljoe-mareridt?highlight=AT

Intron/RIVM (2009): Monitoring environmental quality fo stony construction materials 2003 – 2006. Ministry of Housing, Spatial planning and the Environment, Den Haag, The Netherlands.

Jackon (2012): http://www.jackon.dk/eway/default.aspx?pid=272&trg=MainPage_5837&MainPage_5837=5905:17031::0:6129:1:::0:0 (Besøgt 30/3-12).

Jacobs, F. (2012): Close loop recycling of concrete in Switzerland - experiences from Zürich. Indlæg på Miljøstyrelsens workshop om bygge- og anlægsaffald 11. maj 2012 i Dansk Arkitektur Center.

James, D.H., Castor, W.M. (2005): Styrene In. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a25 329

Jensen, J., Bak, E., Larsen, M.M. (1996): Tungmetaller i danske jorder. Danmarks Miljøundersøgelser.

Jensen, J., Kristensen, H.L., Scott-Fordsmand, J.J. (1997): Soil Quality Criteria for Selected Compounds. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen No. 83.

Justnes, H., (2006): Calcium Nitrate as a Multifunctional Concrete Admixture. http://www.tekna.no/arkiv/NB/Norwegian%20Concrete/calcium%20nitrate%20as%20a%20multifunctional.pdf

Kakuta, S., Kojima, T. (1990): Dynamic rheological properties of fresh concrete with chemical admixtures. in: Vázquez, E. Admixtures for Concrete Improvement of Properties Barcelona, Spain, 1990 pp 23 - 39. Chapman and Hall.

Karlson, U. (ed) (2006): Tjærestoffer. Danmarks Miljøundersøgelser.

Kemikalieinspektionen, (2010): Teknisk beskrivning av Lignosulfonater. http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/lignosulfonater.htm#top

Kemikalier og sikkerhed (2012): http://www.kemikalierogsikkerhed.dk/blad.cfm?bladid=37 (Besøgt 30/3-12).

Kirk-Othmer, (1995): Encyclopedia of Chemical Technology, 4th ed, Vol 13. John Wiley and Sons.

Kiros (1. nov. 2011):, Sikkerhedsdatablad for Triethanolamin. http://www.kiros.dk/Web/navigator?action=details&key=7205&lang=

Kjær, U., (1982): Tilsætningsstoffer til beton. Beton- og Konstruktionsinstituttet.

KLIF (2012): Personlig information fra Jon Fonnlid Larsen, Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo, Norge.

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) (2010): Kartlegging av nyere fraksjoner av farlig avfall i bygg. Mars 2010.

KMO (2012):Kølebranchens Miljøordning - http://kmo.dk/949.aspx (Besøgt 1/5-12).

Knaufinsulation (2012): http://www.knaufinsulation.com/xps_eps_polystyrene_insulation (Besøgt 30/3-12).

Korhonen, C. J. and E. R. Cortez (1991): Antifreeze Admixtures for Cold Weather Concreting. Concrete international 13(1991) nr 3, s 38-41.

Korhonen, C. J., (2002): Off-the-Shelf Antifreeze Admixtures. US Army Corps of Engineers Technical Report ERDC/CRREL TR-02-7.

Korhonon, C. J. (1990): Antifreeze Admixtures for Cold Regions Concreting. A Literature Review - US Army Corps of Engineers Special Report 90-32. 1990.

Kristensen, A.T. (1997): Undersøgelse af ”rent” bygge- og anlægsaffald. Århus Amt.

Kulturarvsstyrelsen (2012): http://www.kulturarv.dk/information-om-bygningsbevaring/overfladebehandling/traetjaere/

Landbrugets Rådgivningscenter (2002): Dyrkningsvejledning. Mangan og manganmangel.
Lyday, Phyllis, A., (2005) Iodine and Iodine Compounds. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a14 381.

Lide, D. R., W. M. Haynes, eds. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 90th Edition. Internet Version 2010. CRC.

Lohbeck, K., Haferkorn, H., Fuhrmann, W., Fedtke, N. (2005): Maleic and Fumaric Acids. In. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a16 053.

Lorz, P. M, Towae, F.K., Enke, W., Jäckh, R., Bhargava, N., Hillesheim, W. (2007): Phthalic Acid and Derivatives. In. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a20 181.pub2.

Lowell Center for Sustainable Production (2011): Phthalates and Their Alternatives: Health and Environmental Concerns. University of Massachusetts.

Mailvaganam, N. P., (1997): Effective Use of Bonding Agents. National Research Council of Canada 1997.

Matyjaszewski, K., Davis, T.P. (2002): Handbook of Radical Polymerization. Wiley Intersience.

Mena Chemicals Industries Co. Ltd. Sulphonated Naphthalene Formaldehyde Liquid. Uden år. http://www.menachemicals.com/uploads/Sulphonated%20Naphthalene%20Formaldehyde%20Liquid.pdf

Miljøstyrelsen hjemmeside (2012b): http://www3.mst.dk/Miljoeoplysninger/PrtrPublicering/StofListen (Besøgt 30/4-12).

Miljøstyrelsen hjemmeside (2012c): http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/regulering_og_regler/faktaark_kemikaliereglerne/Ozonlagsnedbrydende_stoffer.htm (Besøgt 1/5-12).

Miljøstyrelsen, (1990): Genanvendelse af nedknust tegl. Miljøprojekt nr. 145.

Miljøstyrelsen (1992): Udvaskning fra byggeaffald. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 3

Miljøstyrelsen (1995): Brancheanalyse beton - renere teknologi ved betonfremstilling. Delrapport fase 4: Livscyklusanalyser. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 43.

Miljøstyrelsen, (1998): Branchevejledning for forurenede tjære-asfaltgrunde. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 10.

Miljøstyrelsen (2000): Renere teknologi i tegl og mørtelbranchen. Hovedrapport. Miljøprojekt Nr. 499.

Miljøstyrelsen (2002):Cyanider, faktaark.

Miljøstyrelsen (2006a): Kortlægning af forurenende stoffer i bygge- og anlægsaffald. Miljøprojekt nr. 1083.

Miljøstyrelsen (2006b): Problematiske stoffer i bygge- og anlægsaffald - kortlægning, prognose og bortskaffelsesmuligheder. Miljøprojekt nr. 1084.

Miljøstyrelsen (2007): Bekendtgørelse nr. 1449 af 11. december 2007 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.

Miljøstyrelsen (2009a): Håndtering af lettere forurenet jord. Fase 1. Miljøprojekt nr. 1285.

Miljøstyrelsen (2009b): Håndtering af lettere forurenet jord. Konsekvensvurdering. Miljøprojekt nr. 1287.

Miljøstyrelsen, (2010a): Listen over uønskede stoffer. Fjerde udgave. http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92617-15-6/pdf/978-87-92617-16-3.pdf

Miljøstyrelsen (2010b): Bekendtgørelse nr. 1022 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

Miljøstyrelsen (2010c): Bekendtgørelse nr. 1662 af 21. december 2010 om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder og om anvendelse af sorteret, uforurenet bygge- og anlægsaffald.

Miljøstyrelsen (2013): Bekendtgørelse nr. 1049 af 30. august 2013 om deponeringsanlæg.

Miljøstyrelsens hjemmeside (2012a): http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/Fokus+paa+saerlige+stoffer/Ozonlags-nedbrydende+stoffer/Ozonlags-nedbrydende+stoffer/
og
http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/Fokus+paa+saerlige+stoffer/Ozonlags-nedbrydende+stoffer/National+regulering/ (Besøgt 29/3-12).

Miljøstyrelsen, (2012b). Liste over farlige stoffer. http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/Stoflister+og+databaser/Listen+over+farlige+stoffer/S%C3%B8gning+i+farlige+stoffer.htm

Miljøstyrelsen,)2012c). Faktaark: Ftalater i legetøj og småbørnsartikler. http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Kemikalier/regulering_og_regler/faktaark_kemikaliereglerne/Ftalater.htm

Miljøstyrelsen, (2014): Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand, opdateret juni og juli 2010. http://www.mst.dk/NR/rdonlyres/2EED6D00-3C69-486A-BED8-34B1FD527A8D/0/Kvalitetskriterierjord_og_drikkevandfinaljuniogjuli2010.doc

Moretto, H.-H., Schulze, M., Wagner, G. (2005): Silicones. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim 10.1002/14356007.a24 057.

Muthukumar, K, C. Bharath, V. Pugalenthi, M. Velan (2009): Biodegradation kinetics of benzoic and anthranilie acids by Micrococcus sp.Journal of Scientific & Industrial Research 68:900-903.

Naturvårdsverket (2010): Återvinning av avfall i anlägningsarbeten. Handbok 2010:1, Stockholm.

Nawy, E. G., (2008): Concrete Construction Engineering Handbook. 2 udgave. CRC.

Nielsen, B. E., A. Saabye, H. G. Pedersen, og H. Hansen (1993): Anvendelse af slam i teglprodukter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 65.

Nielsen, E., Larsen, P.B., Hansen, E., Ladefoged, O., Mortensen, I., Strube, M., Poulsen, M. (1995): Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen Nr. 12 1995.

NOAH (2012): NOAH's klimasider - http://www.global-klima.org/Kap%202/s2_3e.html (Besøgt 2/5-12).

Norconsult (2011): Kartlegging av disponering av forurenset betong. Projekt udført for Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.

OECD (2001): Benzoates. SIDS Initial Assessment Report for 13th SIAM (Bern, 7th - 9th November 2001).

OECD SIDS (Uden år): Copper phthalocyanine. Cas. No: 147-14-8. UNEP Publications. http://www.chem.unep.ch/irptc/sids/oecdsids/147148.pdf

OECD SIDS (2007): Maleic Anhydride and Maleic Acid. SIDS Initial Assessment Report For SIAM 18. Paris, France, 20-23 April 2004
Downloaded fra: http://webnet.oecd.org/HPV/UI/handler.axd?id=0eff1bb4-4854-4104-bb86-6160df285eb6

Oscarsson, K. (2007): Dust suppressants for Nordic gravel roads. Licentiate Thesis in Highway Engineering, KTH, Stockholm, Sweden.

OVAM (2006): Screening van de milieuhygienische kwaliteit en kwaliteitsopvolgning van puingrnulaten. Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappi. D/2006/5024/66.

Pham, Ha Q., Marks, M.J. (2005): Epoxy Resins. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a09 547.pub2

Pinova Inc. (2010): Vinsol Resin. Product Data Sheet.

Pizzi, A., Mittal, K. L. eds. (2003): Handbook of Adhesive Technology. Second Edition, Revised and Expanded. Marcel Dekker.

Plank, J; Pollmann, K; Zouaoui, N; Andres, P; Schaefer, C (2007). "Synthesis and performance of methacrylic ester based polycarboxylate superplasticizers possessing hydroxy terminated poly(ethylene glycol) side chains". Cement and Concrete Research 29 (4): 251. doi:10.1016/j.cemconres.2008.01.007.

Poulsen, T. S., Nielsen, J.M. og Lauridsen, J. (2006): Kortlægning af CFC- og HCFC affald i Danmark. Miljøprojekt Nr. 1076. Miljøstyrelsen.

Ramachandran, V. S., ed. (1995): Concrete admixtures handbook: properties, science, and technology 2 udgave. Noyes Publications.

Ravilious, Kate (2010): Ris klistrer kinesiske bygninger sammen. National Geographic 17.06.2010.

Reuss, G., Disteldorf, W., Gamer, A. O., Hilt, A. (2005): Formaldehyde. In. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI:10.1002/14356007.a11 619

Rinno, H. (2005): Poly(Vinyl Esters). In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a22 001.

RIVM (1995): Data from database BASIS – collection obtained in support of the building Materials Decree, 1995. Column and monolith leach test data for a variety of construction products (3908 samples).

RIVM/INTRON (2008): Monitoring Environmental Quality of Stone Construction materials 2003-2006. 711701066/2007.

Robinson, R. F. Austin, C. R. (1951): Effect on Copper-Bearing Concrete on Molds. Industrial Engineering and Chemistry 43(9):2077-2082.

Ruckstuhl, S. (2001): Environmental Exposure Assessment of Sulfonated Naphthalene Formaldehyde Condensates and Sulfonated Naphthalenes Applied as Concrete Superplasticizers - PhD Swiss Federal Institute of Technology. Diss. ETH No. 14477.

Savage, D. og Benbow, S. (2007): Low pH Concrete. SKI Report 2007:32. Swedish Nuclear Power Inspectorate.

SBI (2012): Statens Byggeforskningsinstitut - Telefonsamtale med Henrik Nellemose Knudsen, 1/5-12.

Sciencelab.com, Inc. (2010): Triethanolamine Material Safety Data Sheet.

Schrödter, K., Bettermann, G., Staffel, T., Klein, T., Hofmann, T. (2006): Phosphoric Acid and Phosphates. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. DOI: 10.1002/14356007.a19_465.pub2.

Schwoerer, V. G, M. J-F. Suter, W. Giger (2000): As Concrete Admixtures. Determination by LC-MS and Environmental Fate. Preprints of Extended Abstracts 40(1):153-155 http://envirofacs.org/Pre-prints/Vol%2040%20No%201/Specialty/Session%202/p26.PDF

Sétra (2011): Acceptabilité de matériaux alternatifs en technique routière. Évaluation environmentale. Guide Méthodologique. Service d'etudes sur les transports, les routes et leurs aménagements. Bagneux Cedex, France.

Sienel, G. (2005): Epoxides. In Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. DOI: 10.1002/14356007.a09 531.

Sigma-Aldrich (2011): Dieldrin - Sikkerhedsdatablad.

SIKA (2014) SikaRetarder® Produkt datablad Version. 04.07.2014

SQD (2007): Soil Quality Decree. Staatscourant 20 December, Nr. 247, 67 – 90, The Netherlands.

Stenersen, J. (2004): Chemical pesticides: mode of action and toxicology. CRC.

Den Store Danske. Gyldendals åbne encyklopædi (2012): Tagpap. http://www.denstoredanske.dk/It,_teknik_og_naturvidenskab/Teknik/Byggeri_og_byggeteknik/tagpap

Stoye, D., Freitag, W. eds (1998): Paints, Coatings and Solvents. Second, Completely Revised Edition. WILEY-VCH Verlag GmhH.

Strunge, H., Grelk, B., Christiansen, K. (1990): Nedsivning fra byggeaffald. Undersøgelse af risiko for nedsivning af forurenende stoffer ved genbrug af byggeaffald. Miljøprojekt Nr. 128. Miljøstyrelsen.

Styrolit (2012): http://www.styrolit.dk/p10.asp (besøgt 30/3-12).

Sundolit (2012): http://www.sundolitt.dk/sundolitt/produkter/xps (besøgt 30/3-12).

Sundolitt (2012): http://www.sundolitt.dk/sundolitt/produkter/xps/xps300 (besøgt 30/3 2012)

Taylor, H. F. W., (1997): Cement chemistry. 2 ed. Thomas Telford.

Teknologisk Institut (1999): Renere Teknologi i Tegl- og Mørtelbranchen. Alternative materialer. Katalog: Kriterier for anvendelse af alternative materialer i tegl- og mørtelprodukter.

TI (2012): Teknologisk Institut - Telefonsamtale med Lis Winther Funch, 2/5-12.

Theilby, F. (2005?): Afrapportering af projektet "Litteraturstudier over forskellige typer grusvejsbelægninger". Center for Skov, Landskab og Planlægning. KVL.

Tiruta-Barna, L., Fantozzi-Merle, C., de Brauer, C., Barna, R. (2006): Leaching behaviour of low level organic pollutants contained in cement-based materials: Experimental methodology and modelling approach. Journal of Hazardous Materials B138 331–342. doi:10.1016/j.jhazmat.2006.05.119.

USDA, Forest Service (2006): Human Health and Ecological Risk Assessment for Borax (Sporax®). Final Report. SERA TR 04-43-21/06-30-02b. USDA, Forest Service.

U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Services. National Institutes of Health (1999): Toxicology and Carcinogenesis Studies of Triethanolamine (Cas No. 102-71-6) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Dermal Study). National Toxicology Program Technical Report 449. National Institute of Health Report No. 102-71-6.

van der Sloot, H.A., D. Hoede, R.P.J.J. Rietra, R. Stenger, Th. Lang, M. Schneider, G. Spanka, E. Stoltenberg-Hansson, A. Lerat (2011): Environmental criteria for cement based products, ECRICEM, ECN C--011-020.

van Hoek, T. H. J. (2006): Thiocyanates, Inorganic, Phosphoric Acid and Phosphates. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. DOI: 10.1002/14356007.a26 759

Vázquez, E. (1990): Admixtures for Concrete Improvement of Properties Barcelona, Spain: p 111. Chapman and Hall, 1990.

VLAREA (1998): Vlaams reglement inzake afvalvoorkoming en – beheer, Flemish Government.

Weng, C-H., D-F. Lin og P-C. Chiang (2003): Utilization of sludge as brick materials. Advances in Environmental Research 7:679–685.

West, R. J. og Gonsior, S. J. (1996): Biodegradation of triethanolamine. Environmental Toxicology and Chemistry, 15: 472–480. doi: 10.1002/etc.5620150410.

WHO (2005): Bromate in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/05.08/78.

Williams G. R., og A. G. Callely (1982): The Biodegradation of Diethanolamine and Triethanolamine by a Yellow Gram-negative Rod. Journal of General Microbiology 128, 1203-1209.

Wisconsin Department of Transportation (2001): Polyacrylamide as a Soil Stabilizer for Erosion Control. Report No. WI 06-98.

Wolfmeier, U., Schmidt, H., Heinrichs, F.-L., Michalczyk, G., Payer, W., Dietsche, W., Boehlke, K., Hohner, G., Wildgruber, J. (2005): Waxes. In: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim 10.1002/14356007.a28 103.

www.biosite.dk (2012): http://www.biosite.dk/leksikon/methylbromid.htm (Besøgt 29/3-12).

www.plast.dk/Sektioner/PURsektionen/Teknikkenbag/PUR-skumtilisolering/ (Besøgt 30/3-12).

Yamamoto, T., Nishida, t., Hironaga, M., Suzuki, S., Ueda, H. (2008): Release of Superplasticizers and Other Organic Additives from Altered Cement.
Nuclear Waste Management Organization of Japan (NUMO).

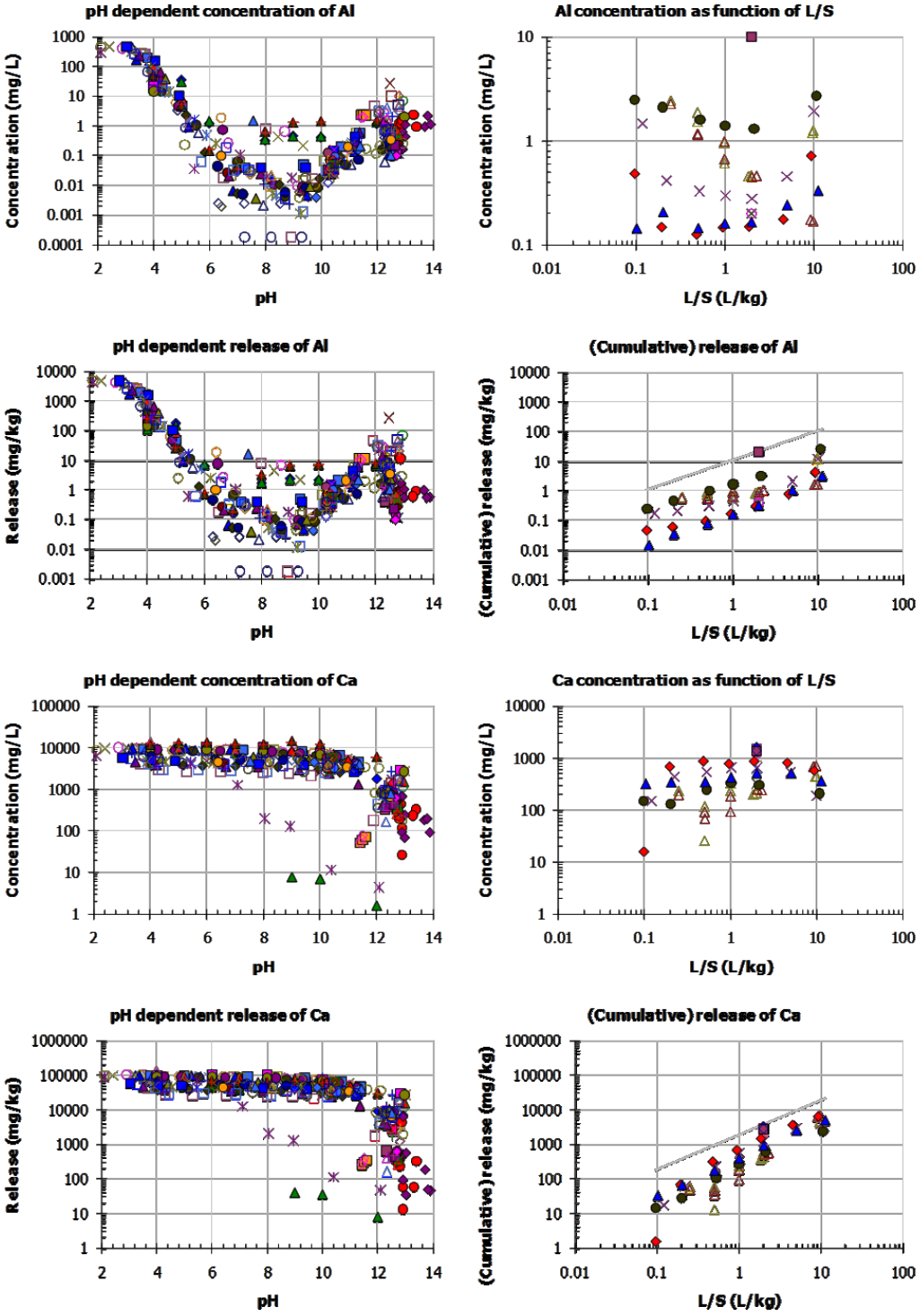
Yannai, S. ed. (2004): Dictionary of Food Compounds, Additives, Flavors, and Ingredients. Chapman & Hall/CRC.

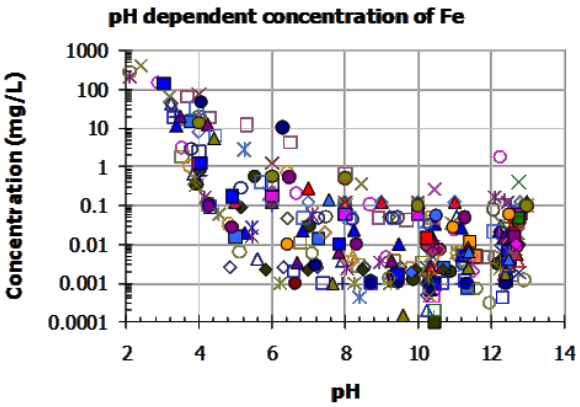
Østergaard, J. (ed) (1992): Miljøpåvirkninger fra byggeri. Nordisk konference om bygningers totalenergiforbrug og miljøbelastning, København den 5. november 1991.

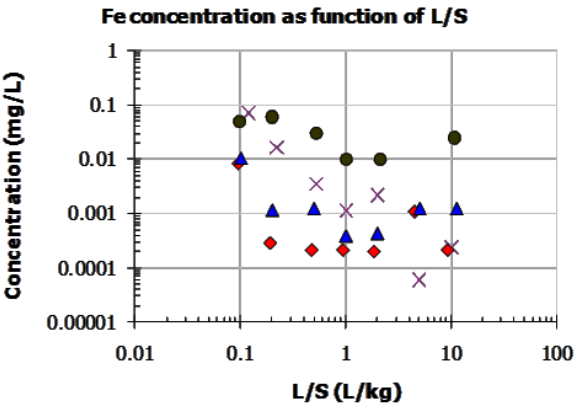
Aalborg Portland (2005: Cementinformation 2. udgave, juni 2005.

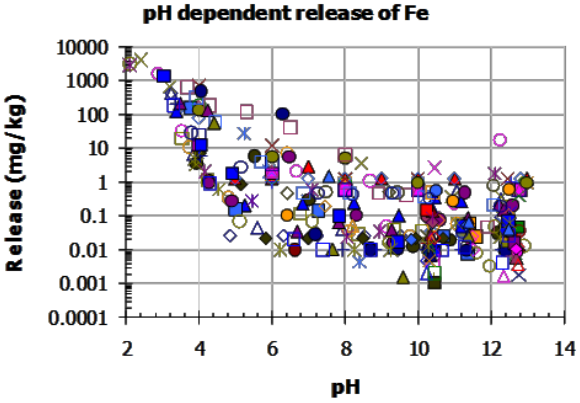
Bilag 1: Grafisk præsentation af udvaskningsdata for knust beton og tegl

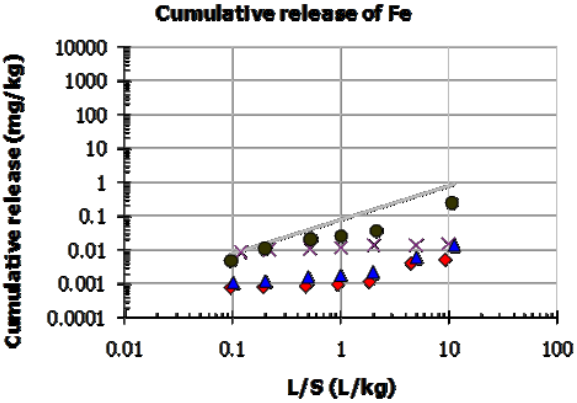
Udvaskning af knust beton og cement som funktion af pH og L/S (kilde: LeachxS).

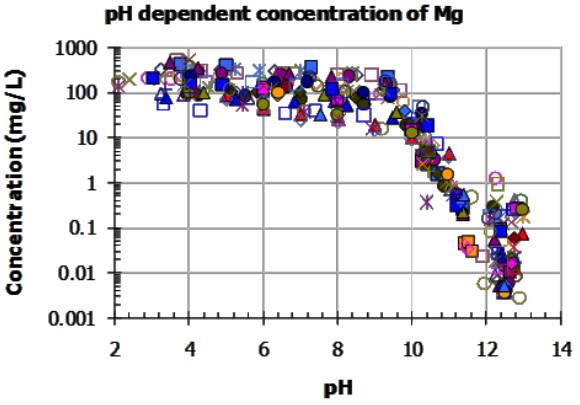


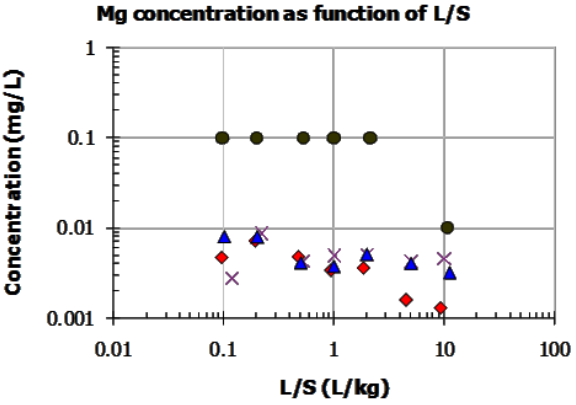

pH dependent concentration of Fe
Concentration (mg/L)
pH

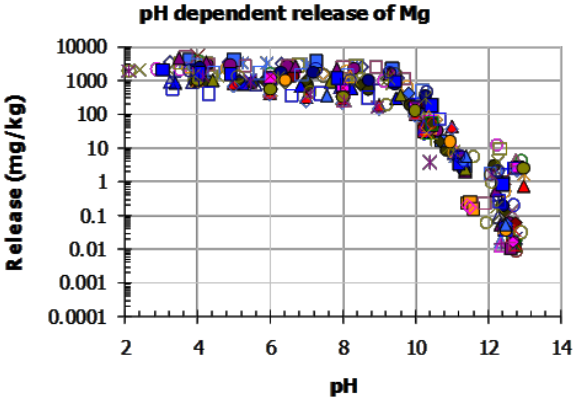

Fe concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

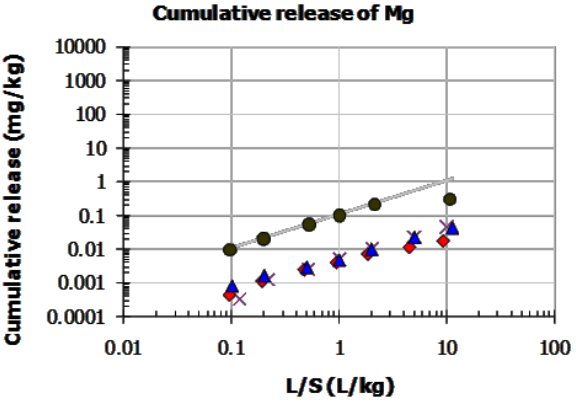

pH dependent release of Fe
Release (mg/kg)
pH

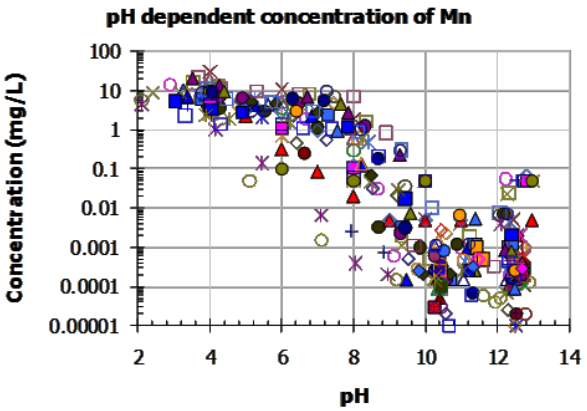

Cumulative release of Fe
Cumulative release (mg/kg)
L/S (L/kg)

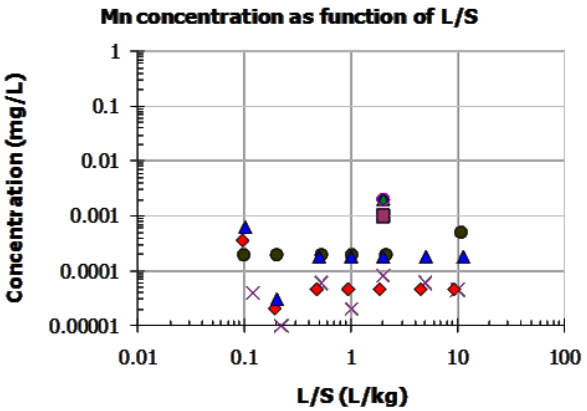

pH dependent concentration of Mg
Concentration (mg/L)
pH

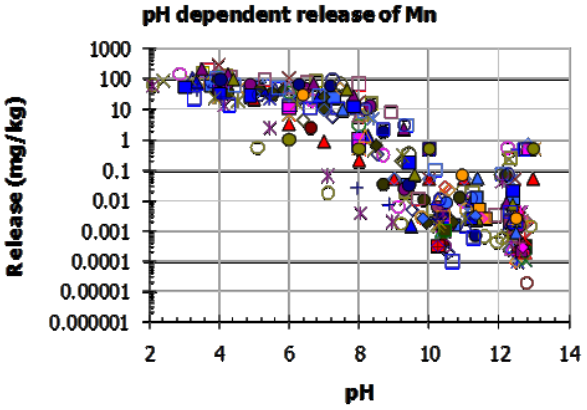

Mg concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

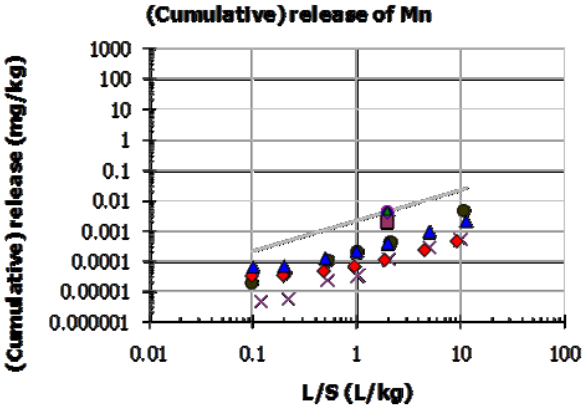

pH dependent release of Mg
Release (mg/kg)
pH

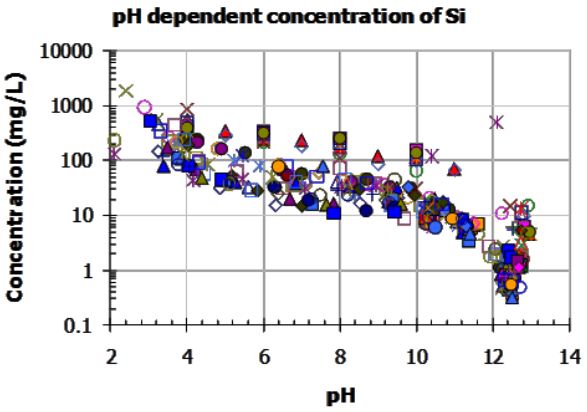

Cumulative release of Mg
Cumulative release (mg/kg)
L/S (L/kg)

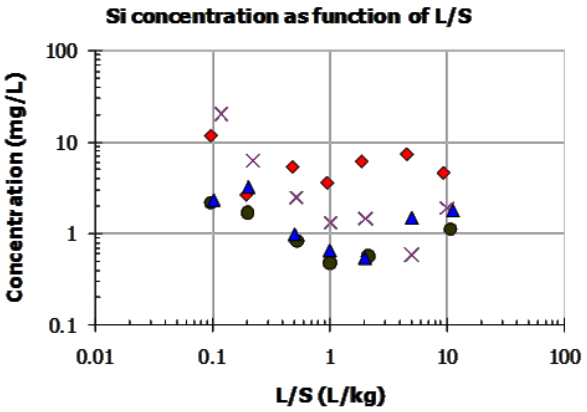

pH dependent concentration of Mn
Concentration (mg/L)
pH

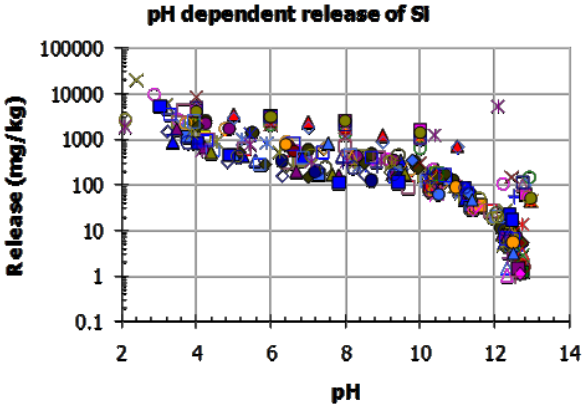

Mn concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

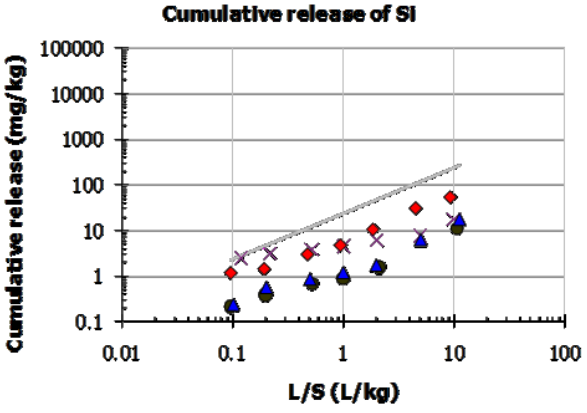

pH dependent release of Mn
R release (mg/kg)
pH

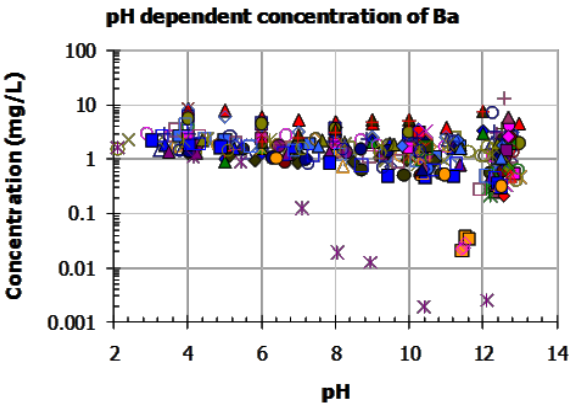

(Cumulative) release of Mn
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

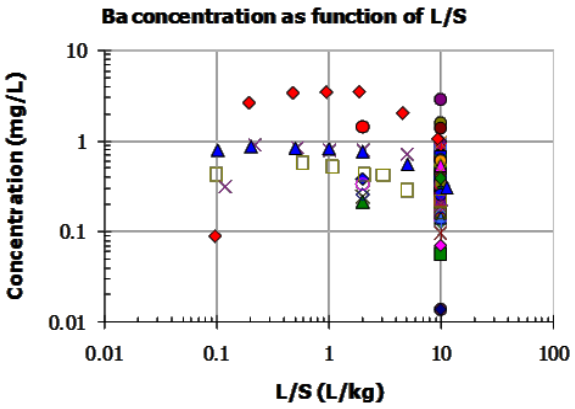

pH dependent concentration of Si
Concentration (mg/L)
pH

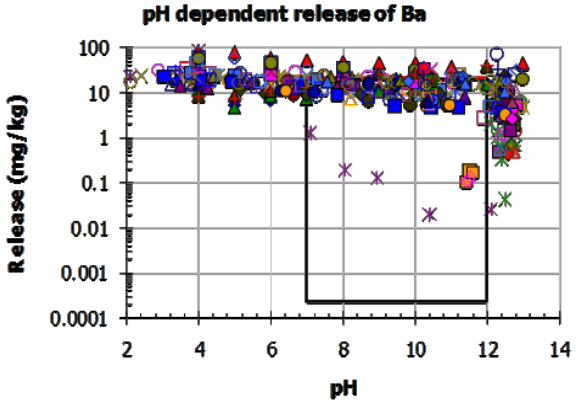

Si concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

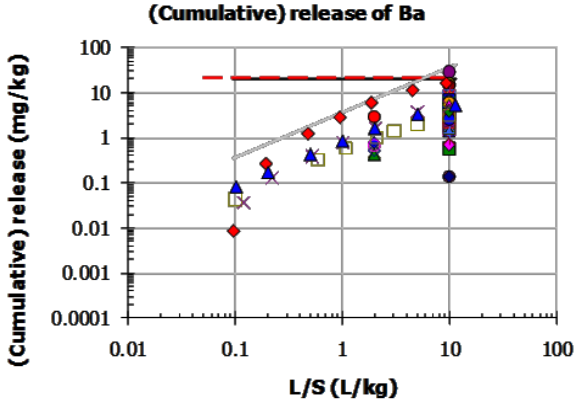

pH dependent release of Si
R release (mg/kg)
pH

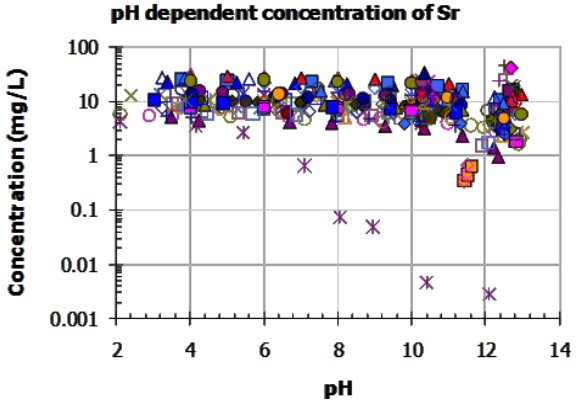

Cumulative release of Si
Cumulative release (mg/kg)
L/S (L/kg)

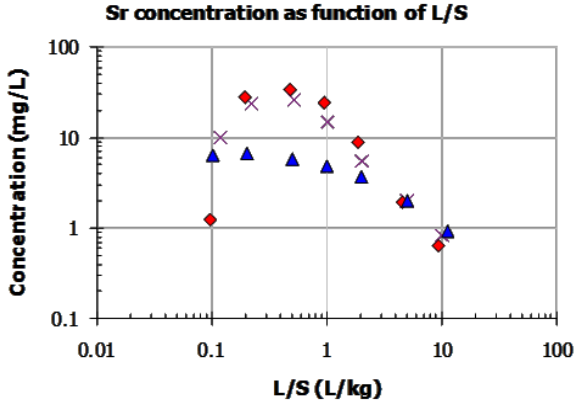

pH dependent concentration of Ba
Concentration (mg/L)
pH

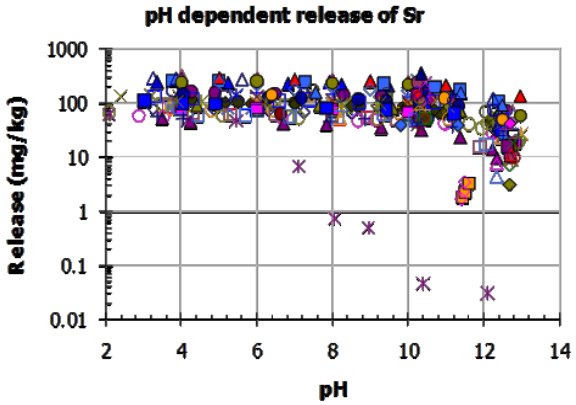

Ba concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

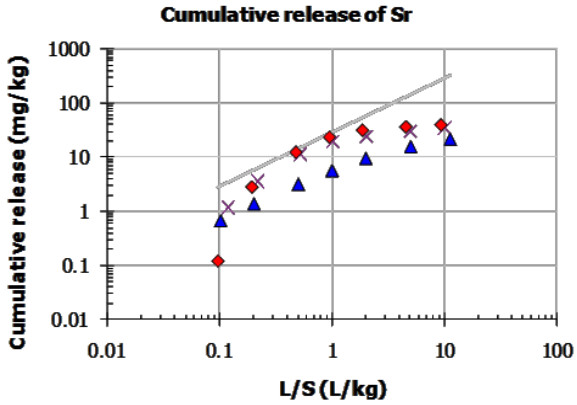

pH dependent release of Ba
Release (mg/kg)
pH

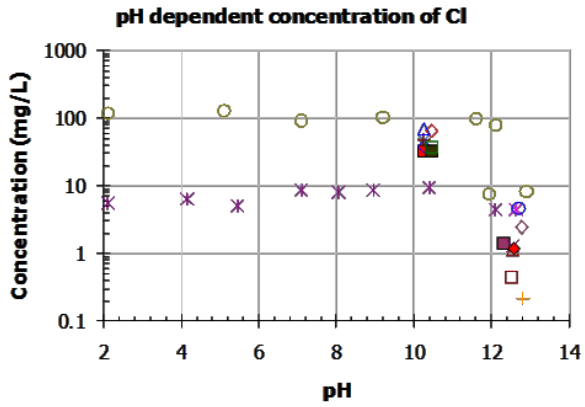

(Cumulative) release of Ba
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

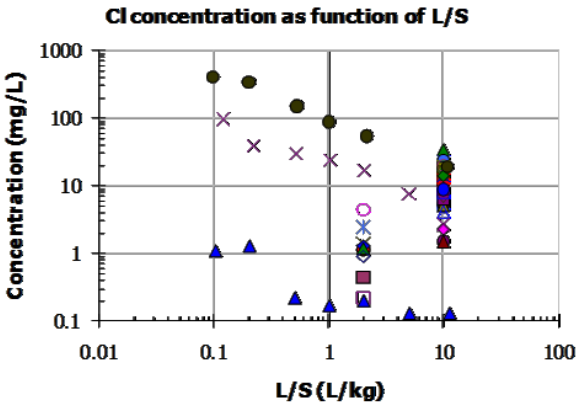

pH dependent concentration of Sr
Concentration (mg/L)
pH

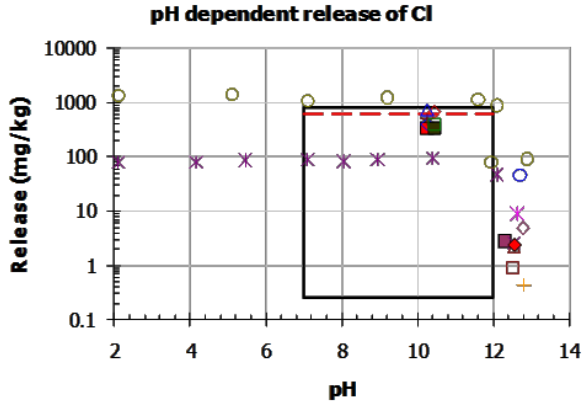

Sr concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

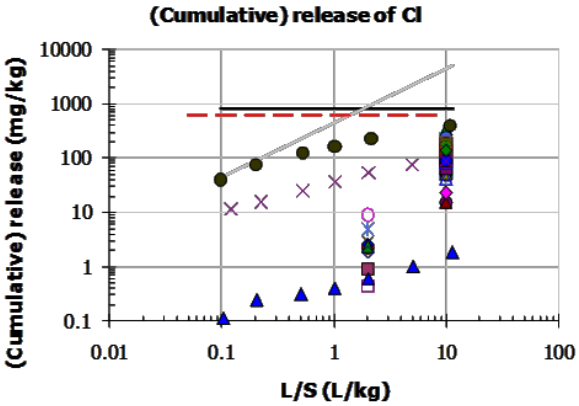

pH dependent release of Sr
Release (mg/kg)
pH

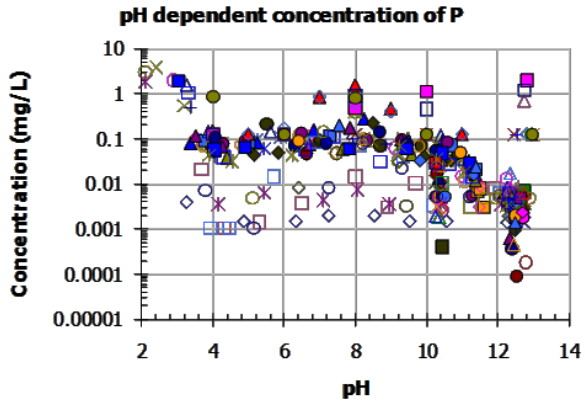

Cumulative release of Sr
Cumulative release (mg/kg)
L/S (L/kg)

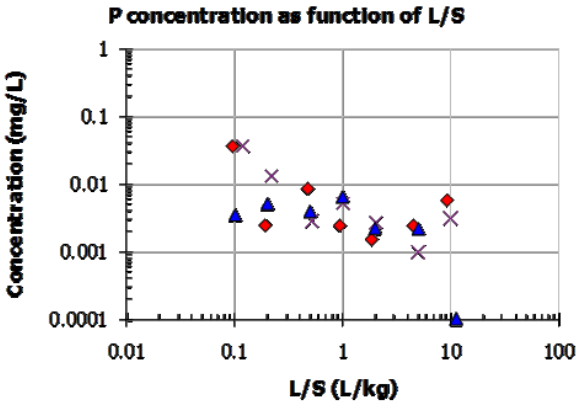

pH dependent concentration of Cl
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

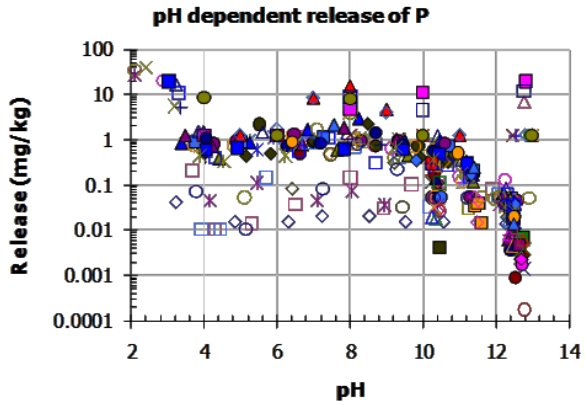

Cl concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

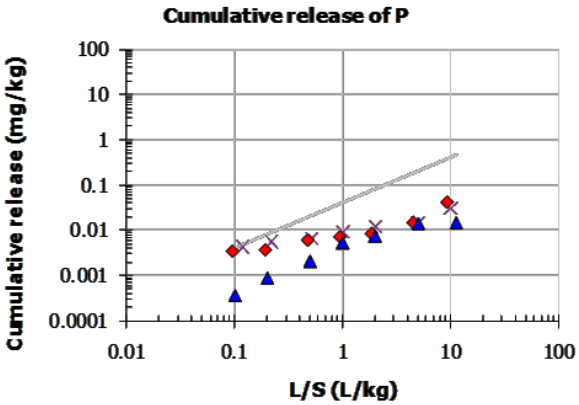

pH dependent release of Cl
Release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

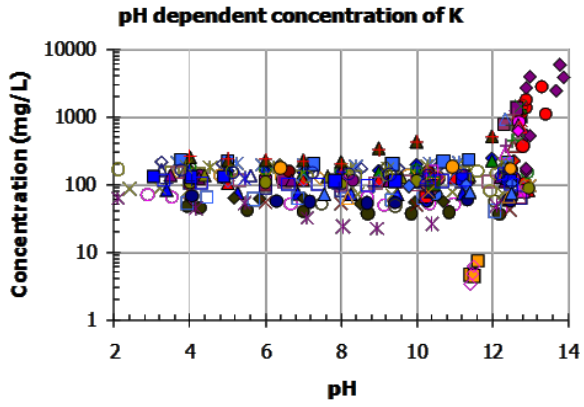

(Cumulative) release of Cl
(Cumulative) release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

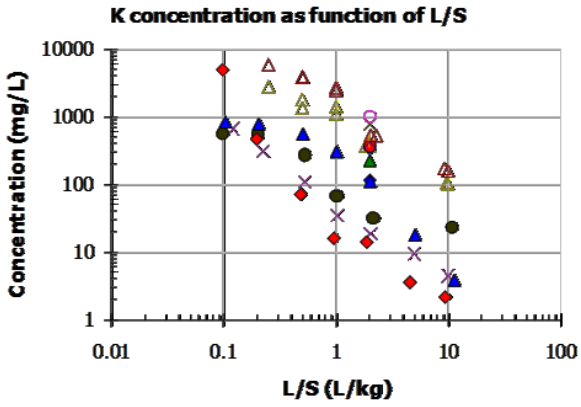

pH dependent concentration of P
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
2
4
6
8
10
12
14
pH

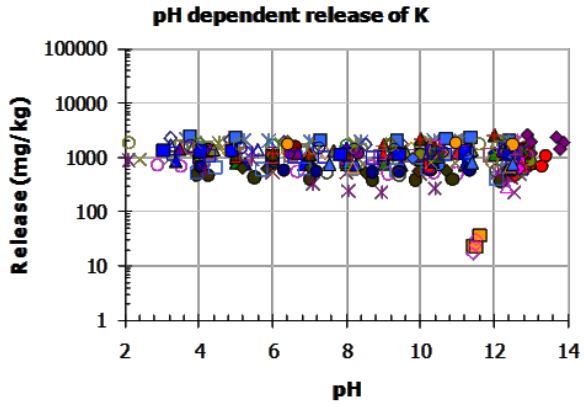

P concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

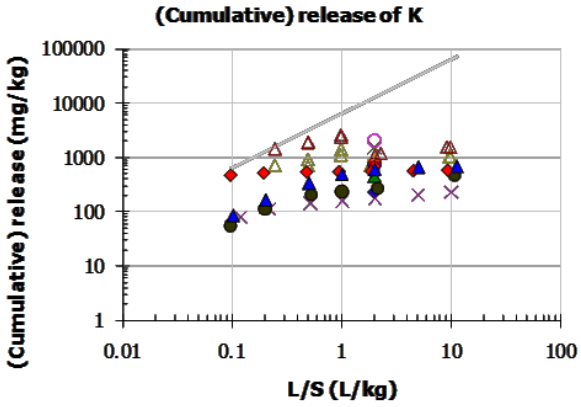

pH dependent release of P
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

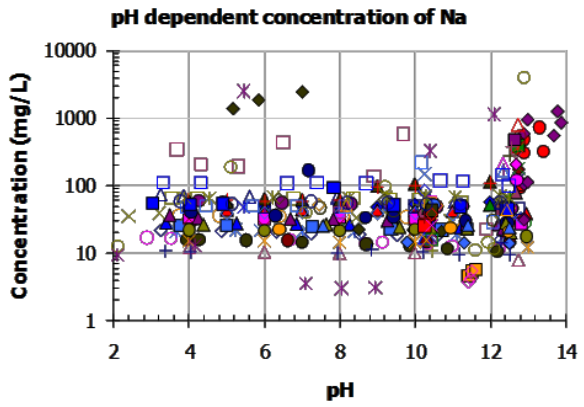

Cumulative release of P
Cumulative release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

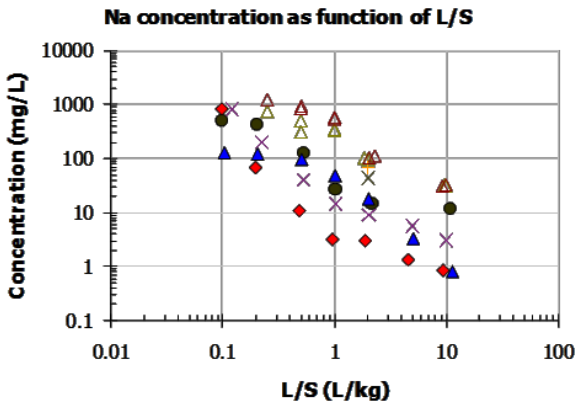

pH dependent concentration of K
Concentration (mg/L)
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

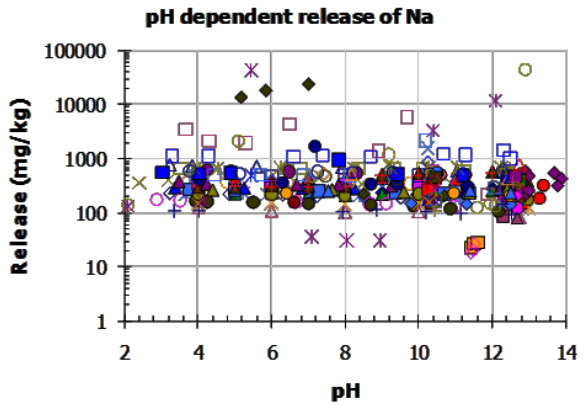

K concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
10000
1000
100
10
1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

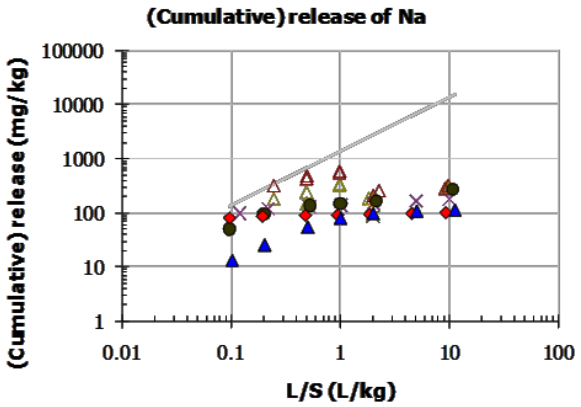

pH dependent release of K
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

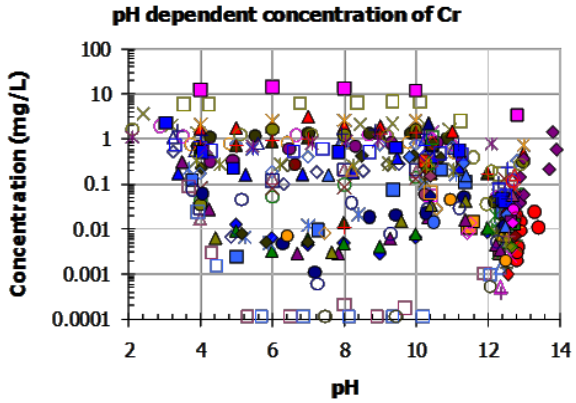

(Cumulative) release of K
(Cumulative) release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

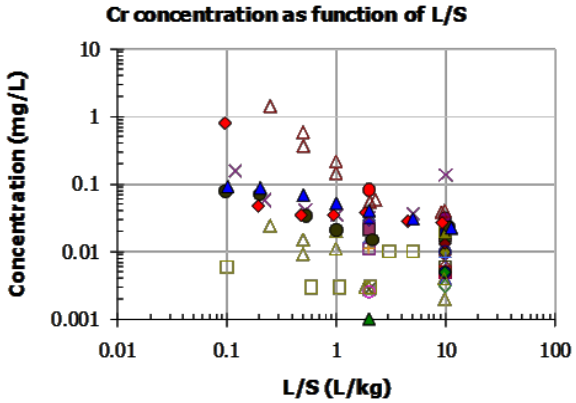

pH dependent concentration of Na
Concentration (mg/L)
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

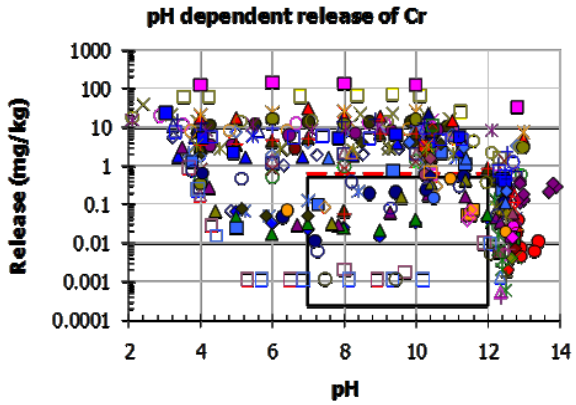

Na concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

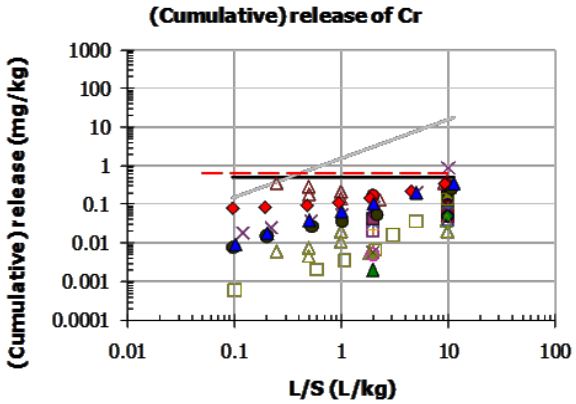

pH dependent release of Na
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

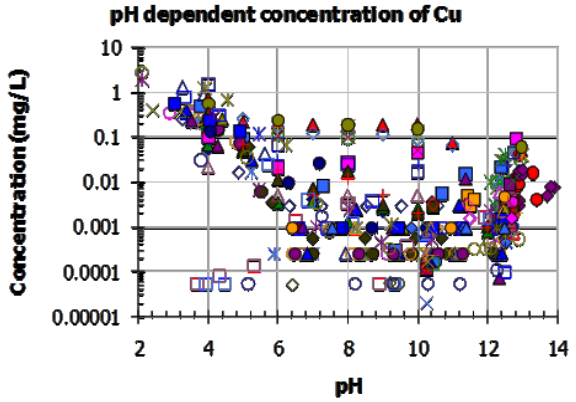

(Cumulative) release of Na
(Cumulative) release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

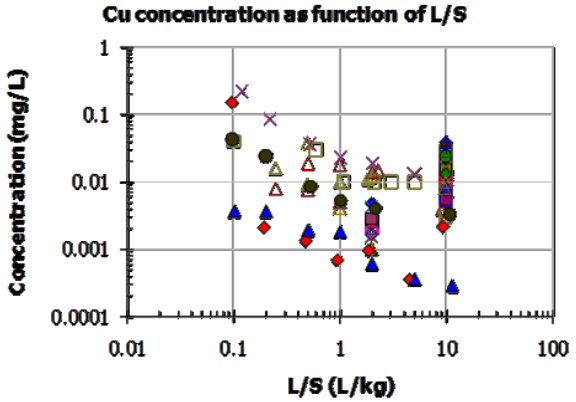

pH dependent concentration of Cr
Concentration (mg/L)
pH

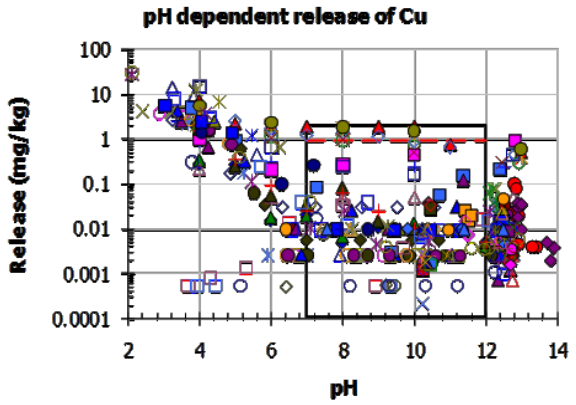

Cr concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

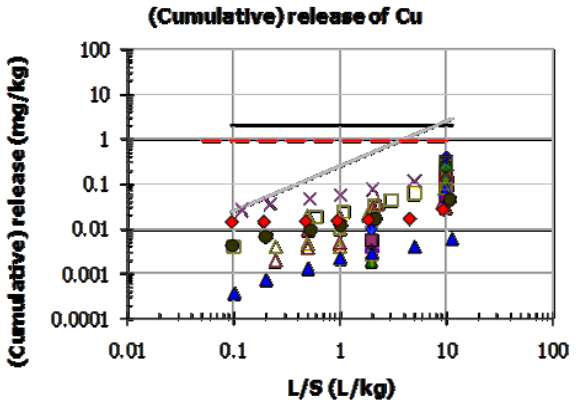

pH dependent release of Cr
Release (mg/kg)
pH

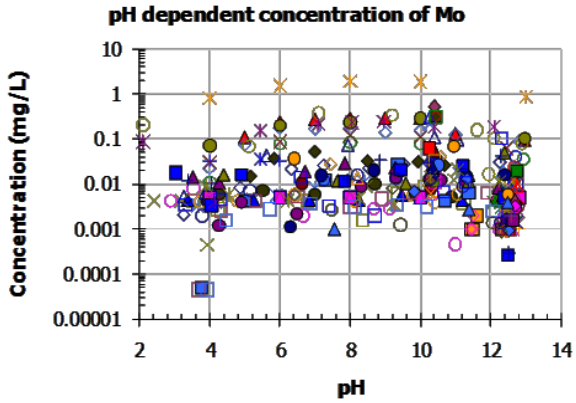

(Cumulative) release of Cr
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

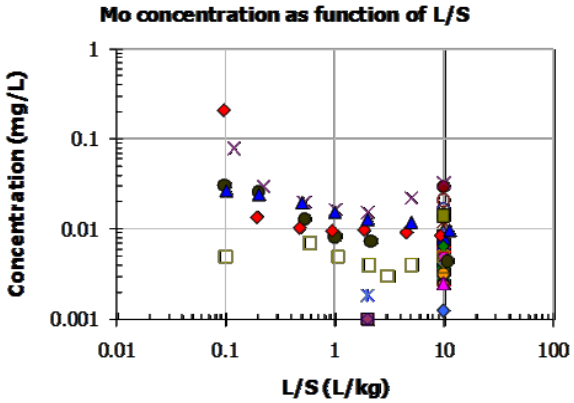

pH dependent concentration of Cu
Concentration (mg/L)
pH

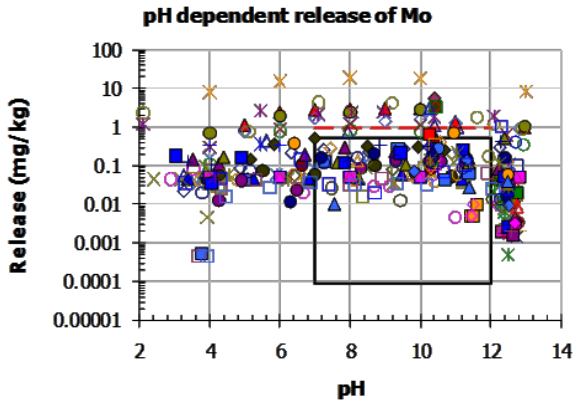

Cu concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

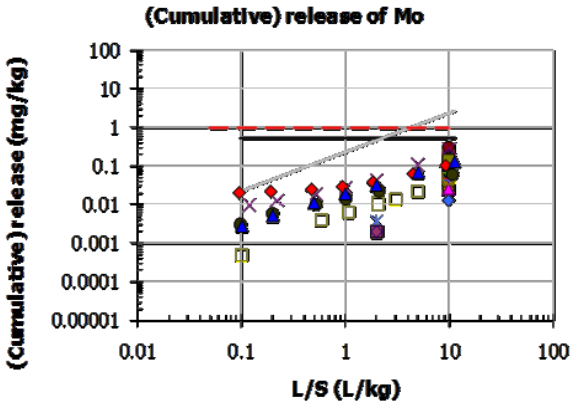

pH dependent release of Cu
Release (mg/kg)
pH

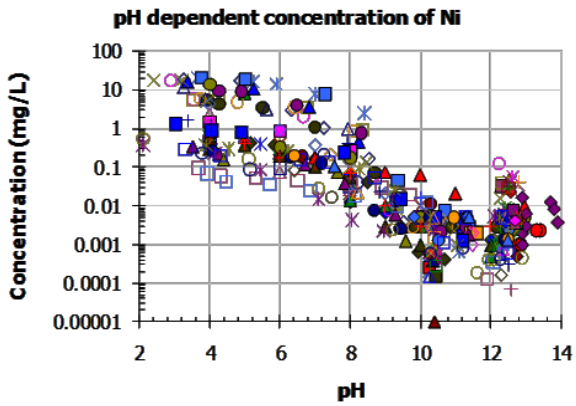

(Cumulative) release of Cu
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

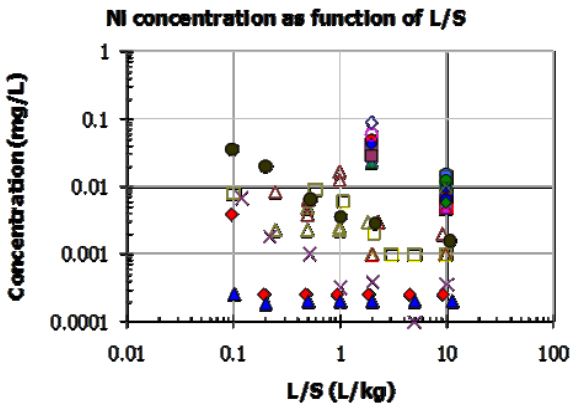

pH dependent concentration of Mo
Concentration (mg/L)
pH

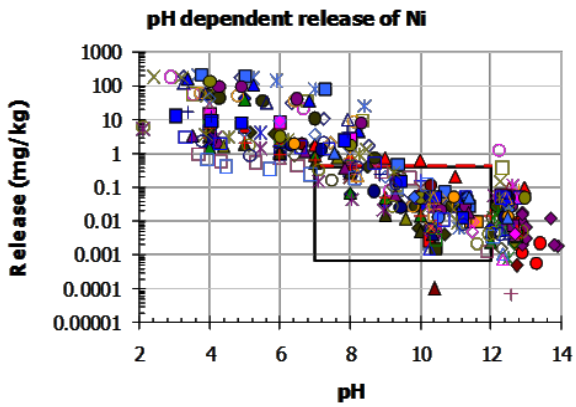

Mo concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

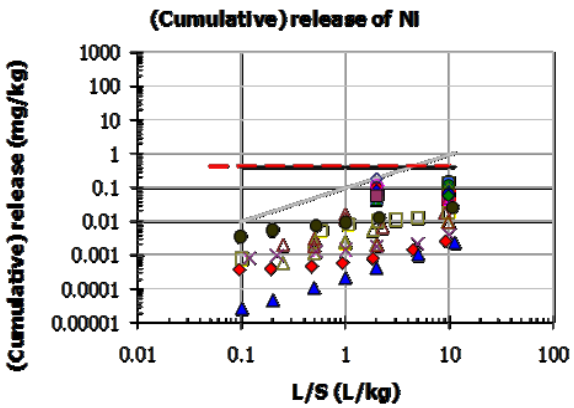

pH dependent release of Mo
Release (mg/kg)
pH

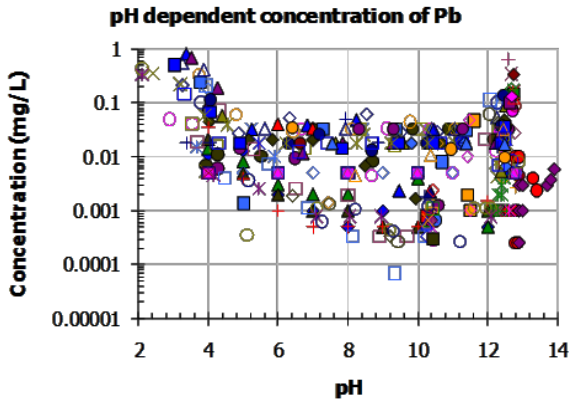

(Cumulative) release of Mo
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

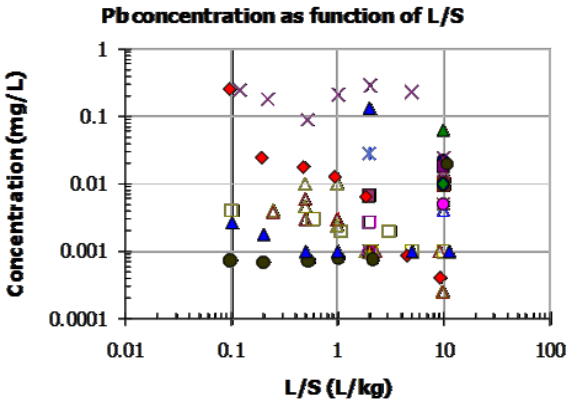

pH dependent concentration of Ni
Concentration (mg/L)
pH

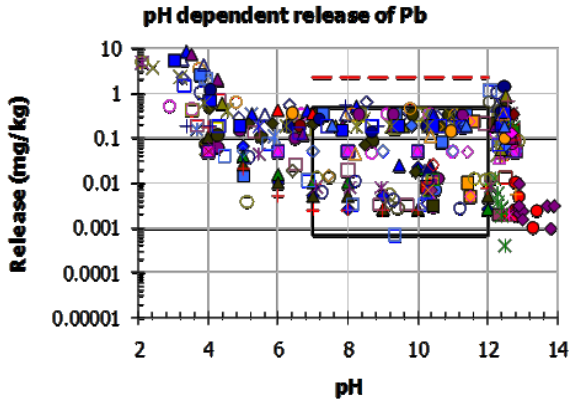

Ni concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

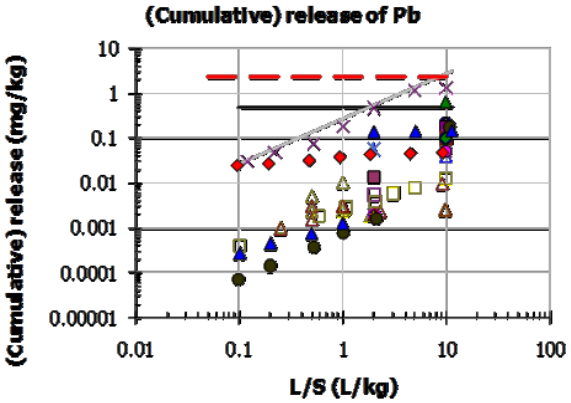

pH dependent release of Ni
Release (mg/kg)
pH

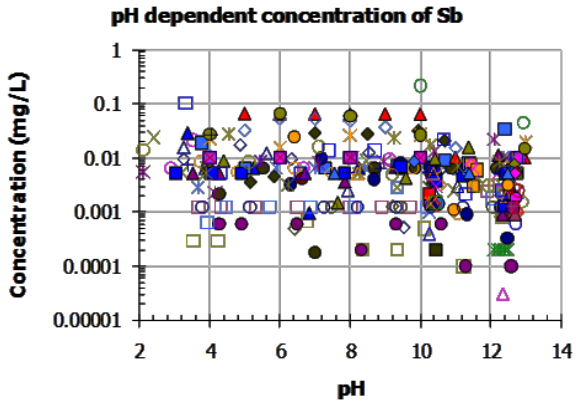

(Cumulative) release of Ni
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

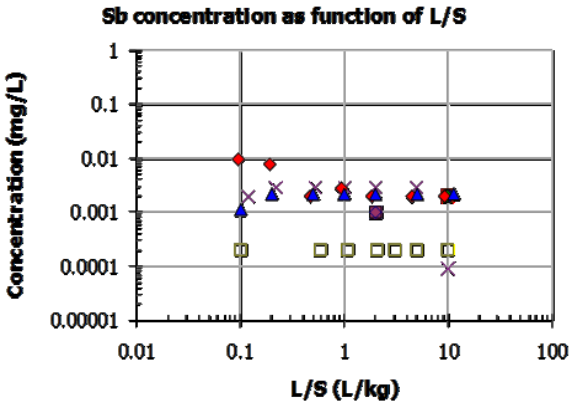

pH dependent concentration of Pb
Concentration (mg/L)
pH

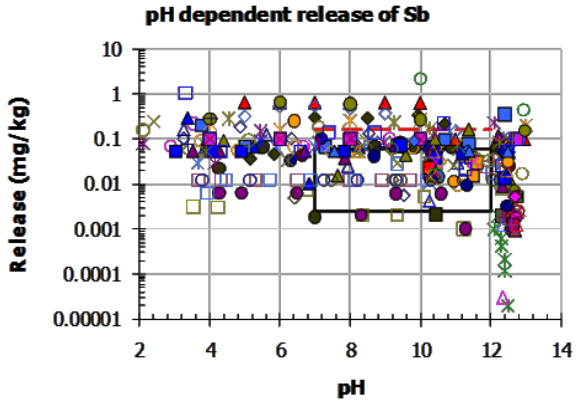

Pb concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

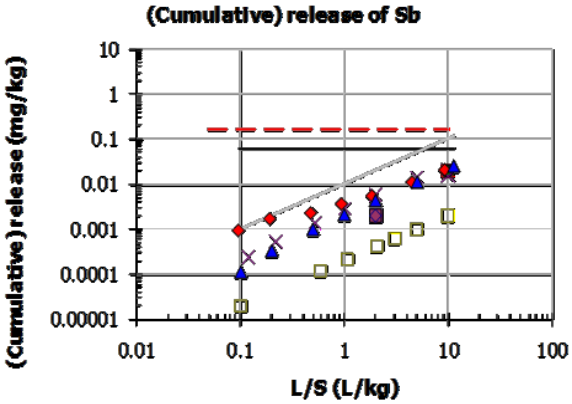

pH dependent release of Pb
Release (mg/kg)
pH

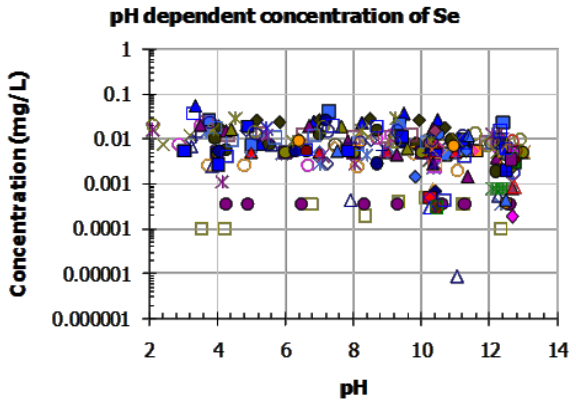

(Cumulative) release of Pb
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

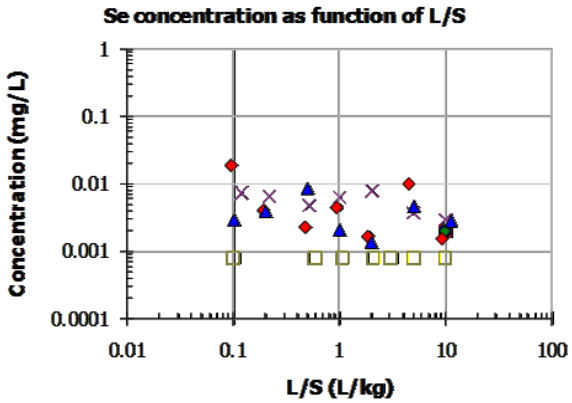

pH dependent concentration of Sb
Concentration (mg/L)
pH

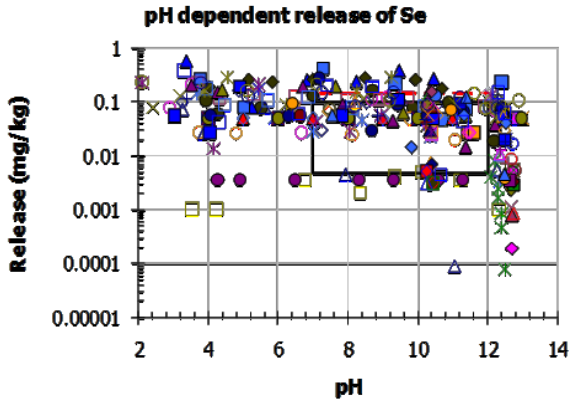

Sb concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

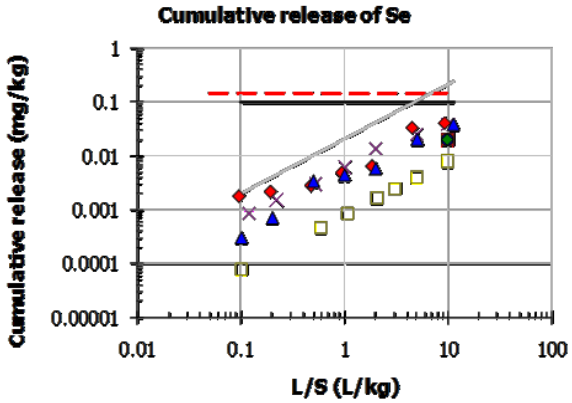

pH dependent release of Sb
Release (mg/kg)
pH

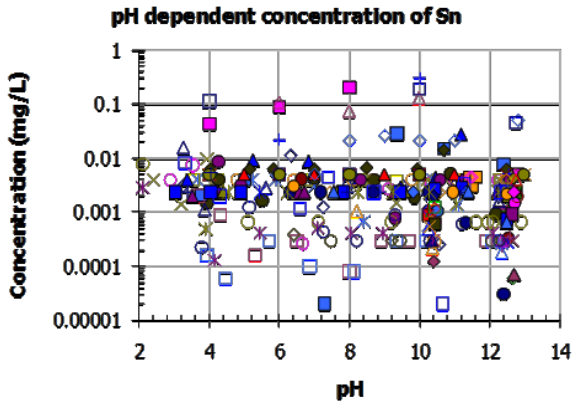

(Cumulative) release of Sb
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

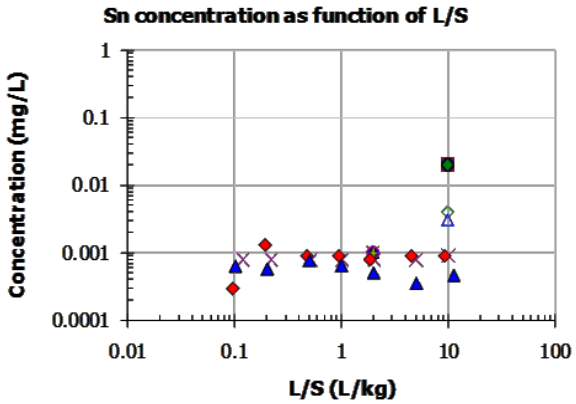

pH dependent concentration of Se
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
0.000001
2
4
6
8
10
12
14
pH

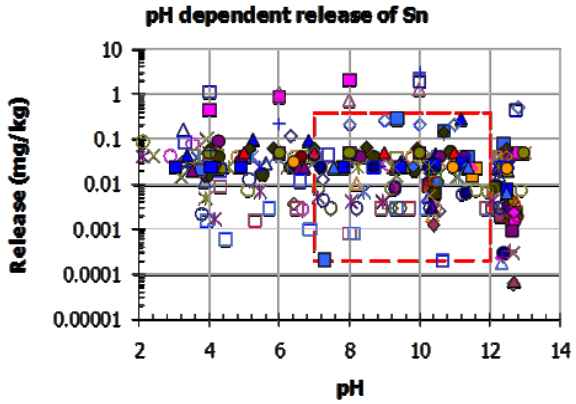

Se concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

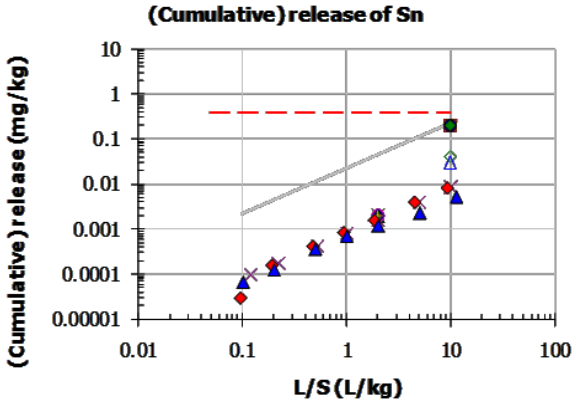

pH dependent release of Se
Release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
2
4
6
8
10
12
14
pH

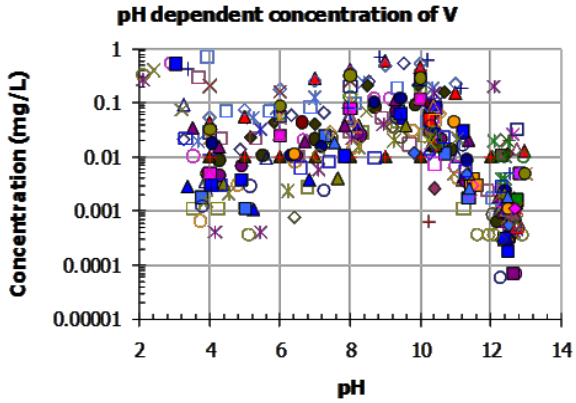

Cumulative release of Se
Cumulative release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

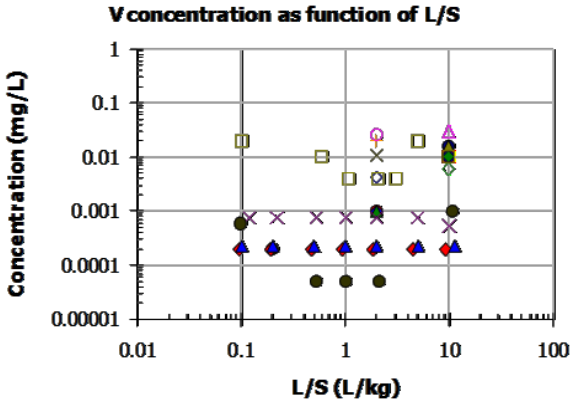

pH dependent concentration of Sn
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
2
4
6
8
10
12
14
pH

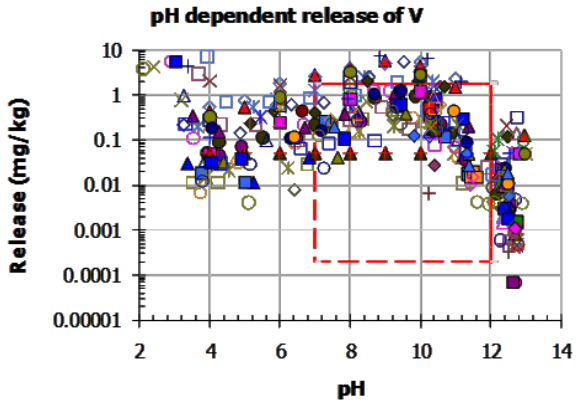

Sn concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

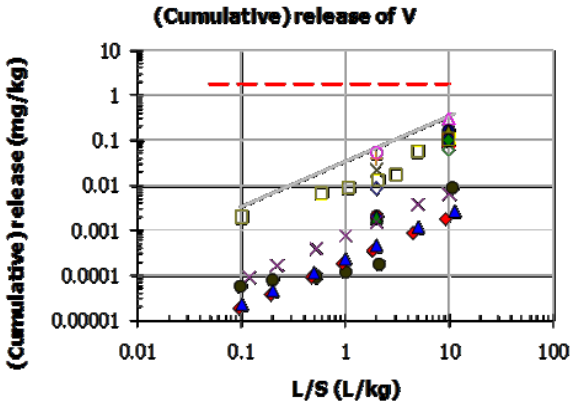

pH dependent release of Sn
Release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
2
4
6
8
10
12
14
pH

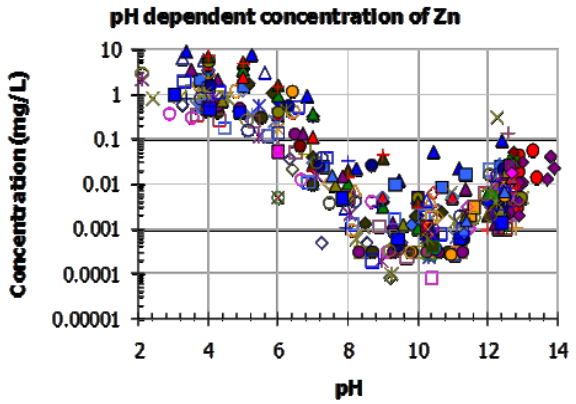

(Cumulative) release of Sn
(Cumulative) release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

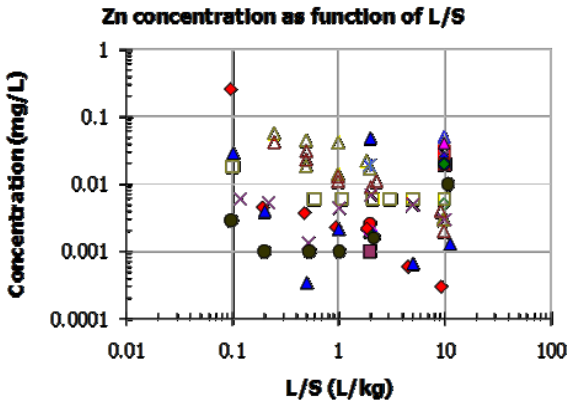

pH dependent concentration of V
Concentration (mg/L)
pH

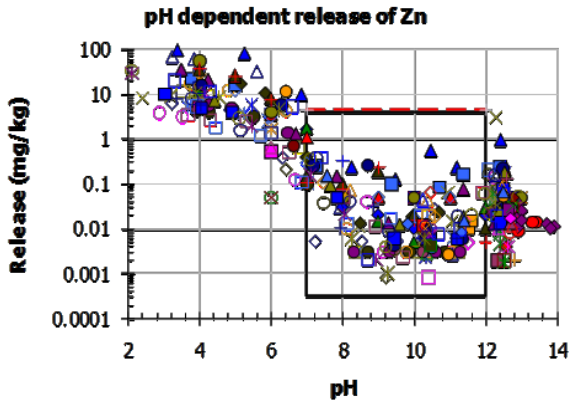

V concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

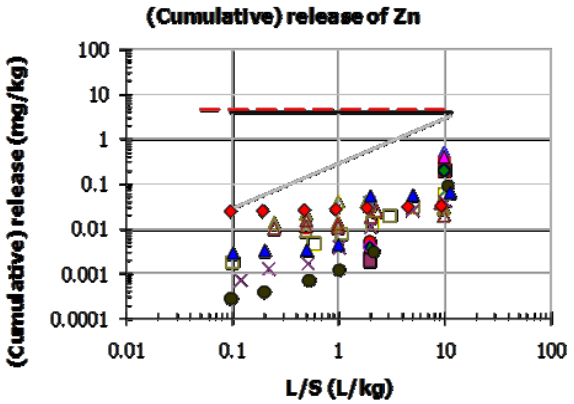

pH dependent release of V
Release (mg/kg)
pH

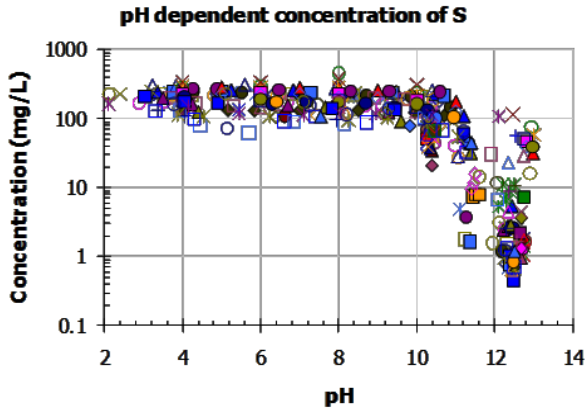

(Cumulative) release of V
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

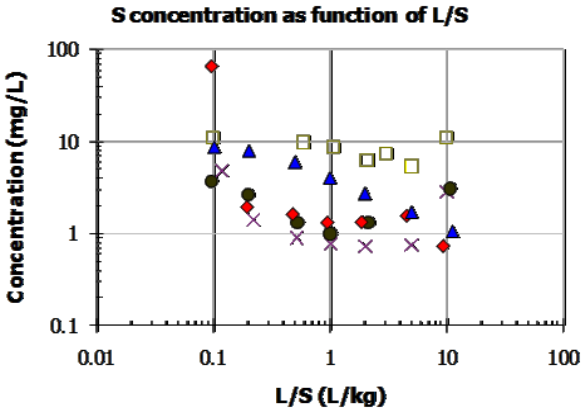

pH dependent concentration of Zn
Concentration (mg/L)
pH

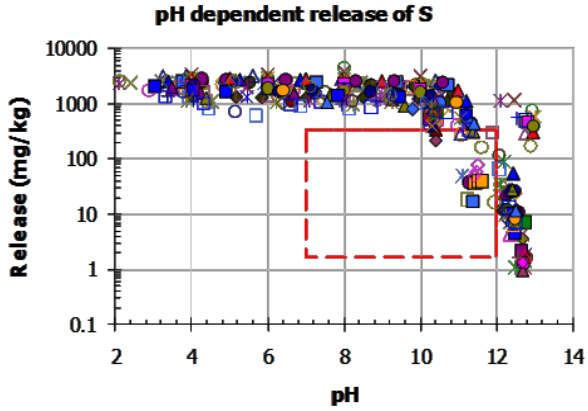

Zn concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

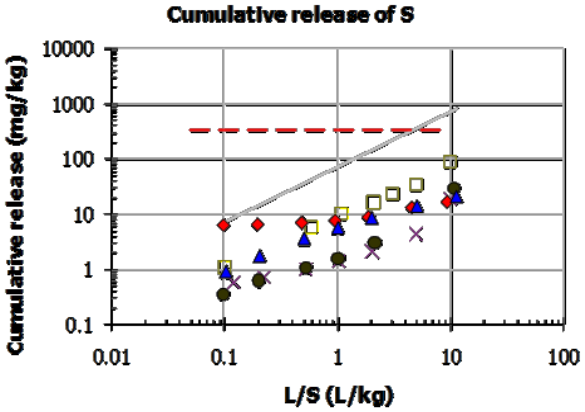

pH dependent release of Zn
Release (mg/kg)
pH

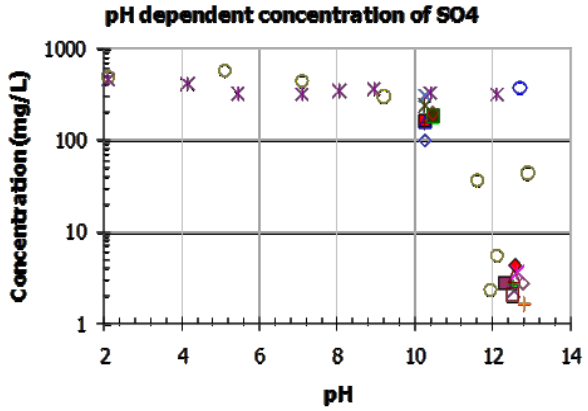

(Cumulative) release of Zn
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

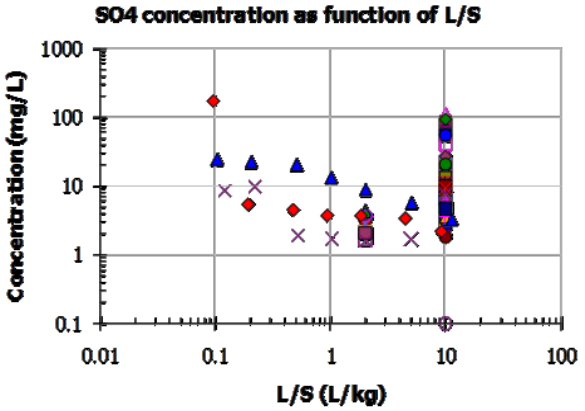

pH dependent concentration of S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

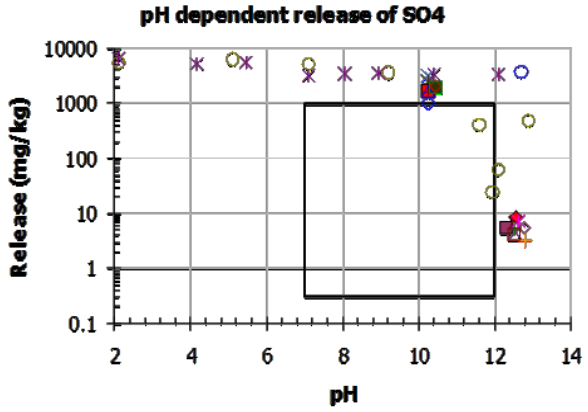

S concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

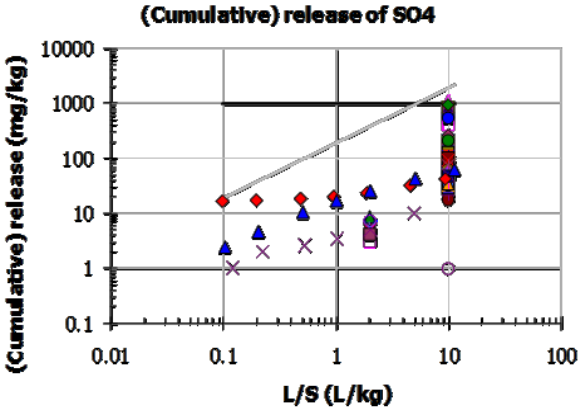

pH dependent release of S
R elease (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

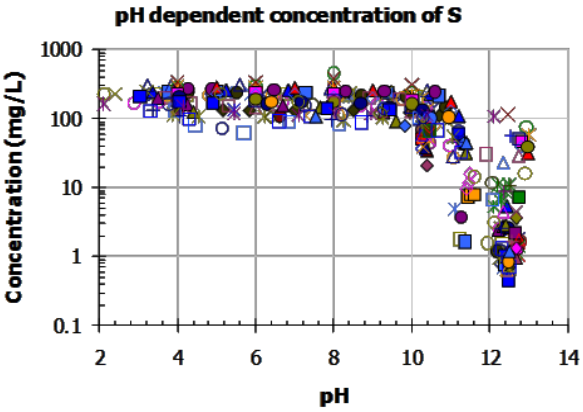

Cumulative release of S
Cumulative release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

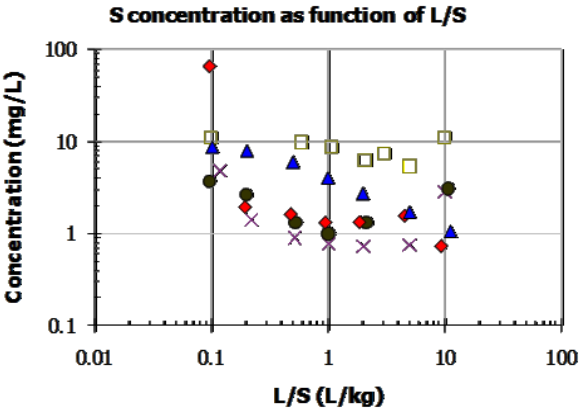

pH dependent concentration of SO4
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

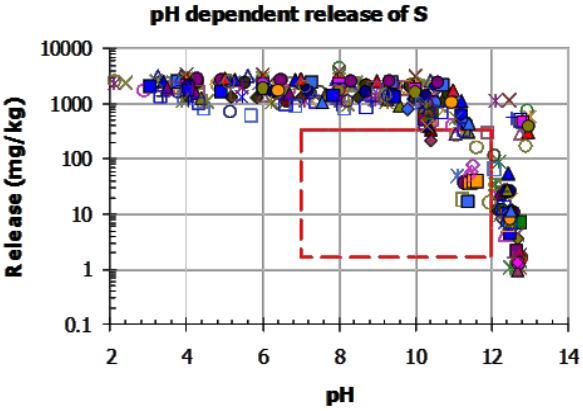

SO4 concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

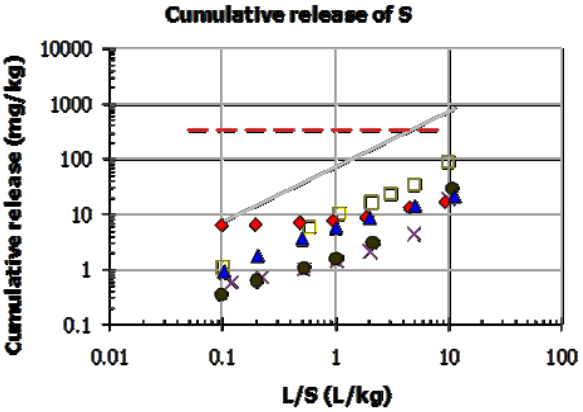

pH dependent release of SO4
Release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

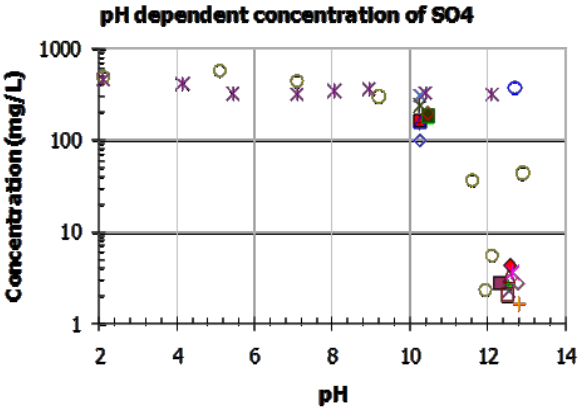

(Cumulative) release of SO4
(Cumulative) release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

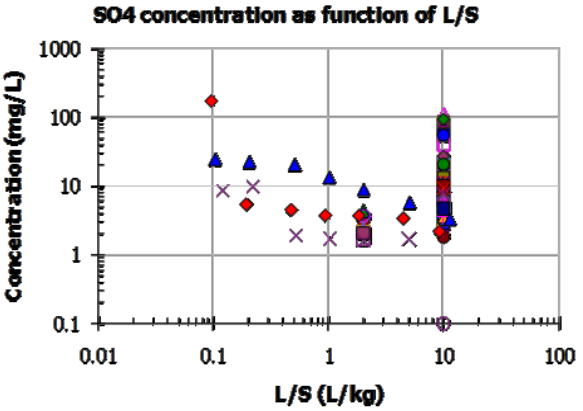

pH dependent concentration of S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

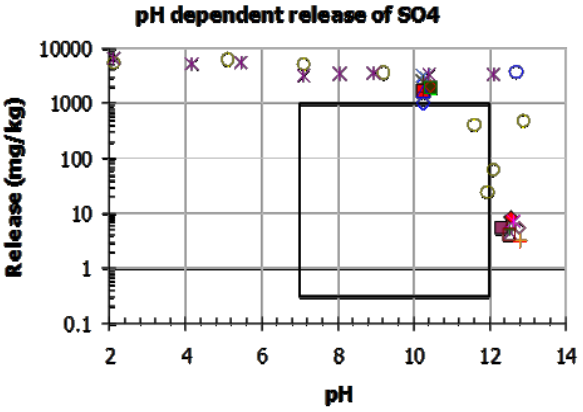

S concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

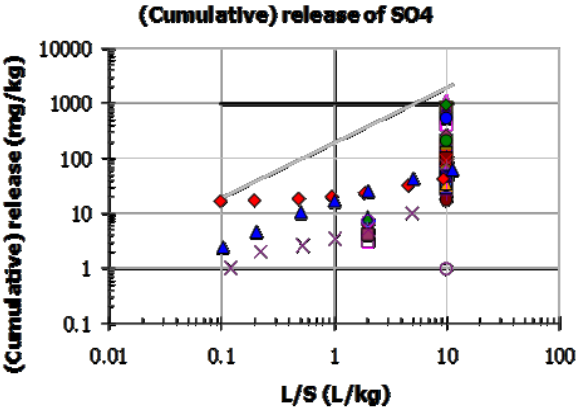

pH dependent release of S
R elease (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

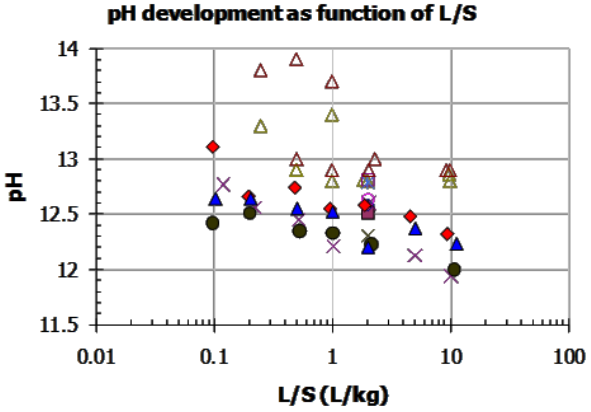

Cumulative release of S
Cumulative release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)


pH dependent concentration of SO4
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

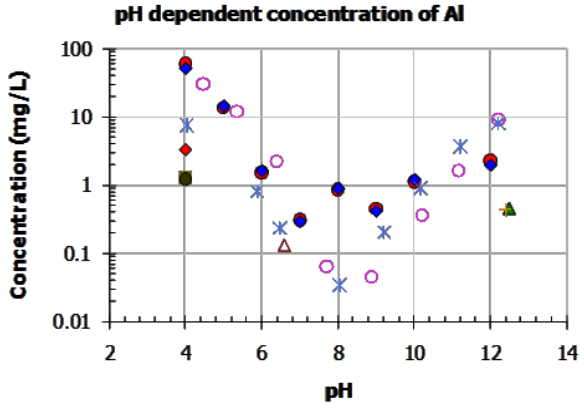

SO4 concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

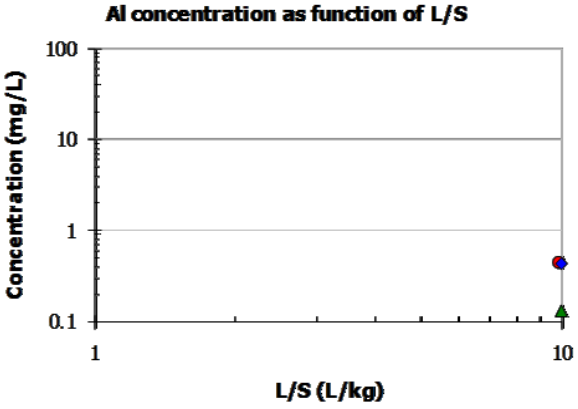

pH dependent release of SO4
Release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

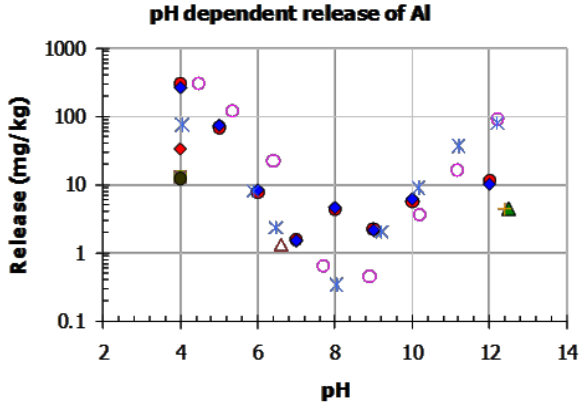

(Cumulative) release of SO4
(Cumulative) release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

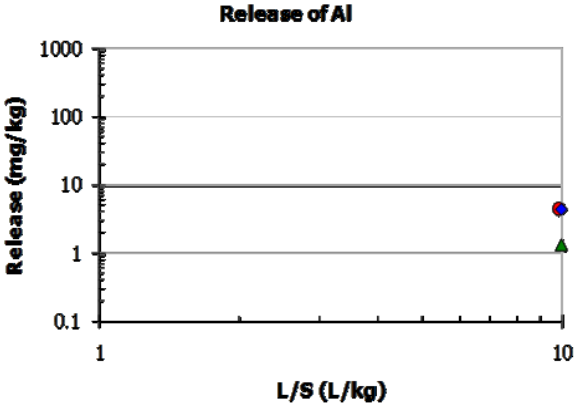

pH development as function of L/S
14
13.5
13
12.5
12
11.5
pH
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

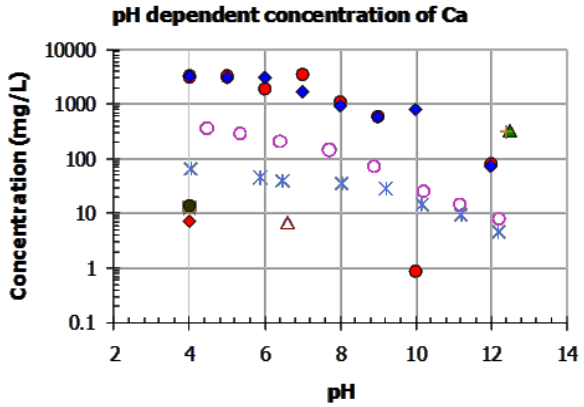
Udvaskning af knust tegl som funktion af pH og L/S (kilde: LeachxS)

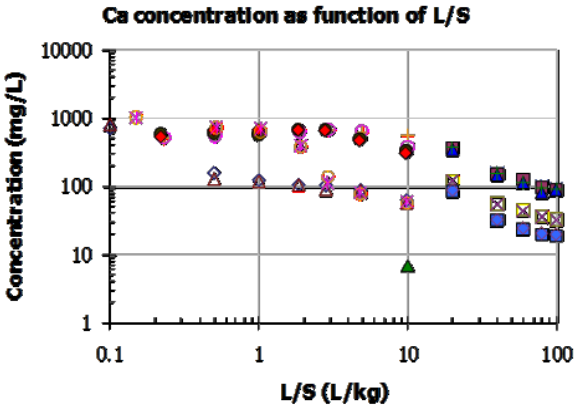


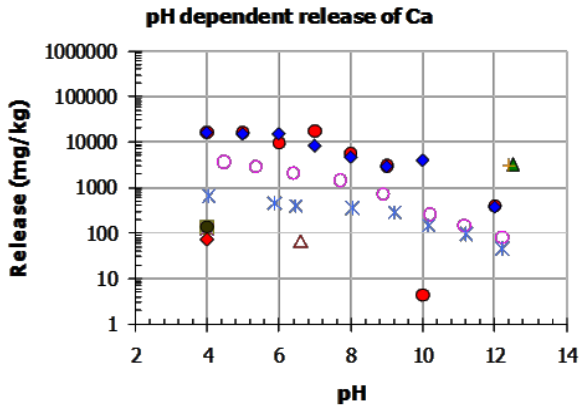


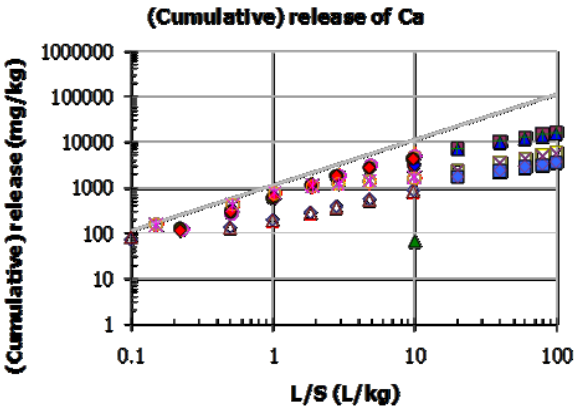


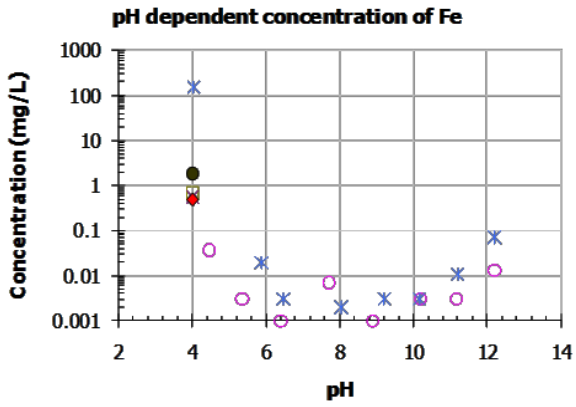


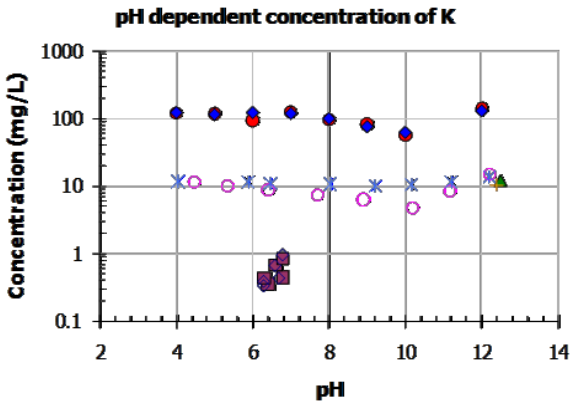


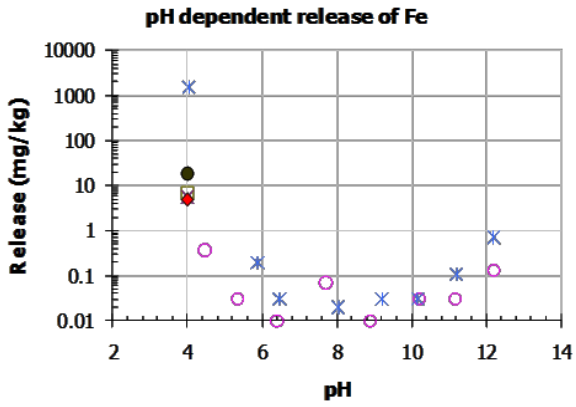


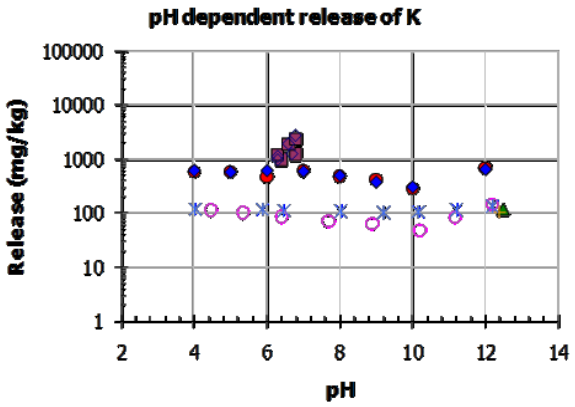


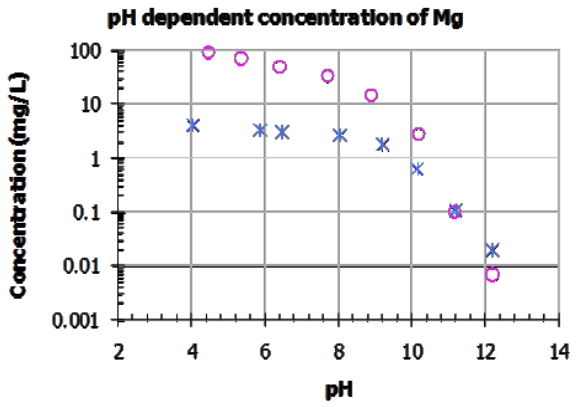


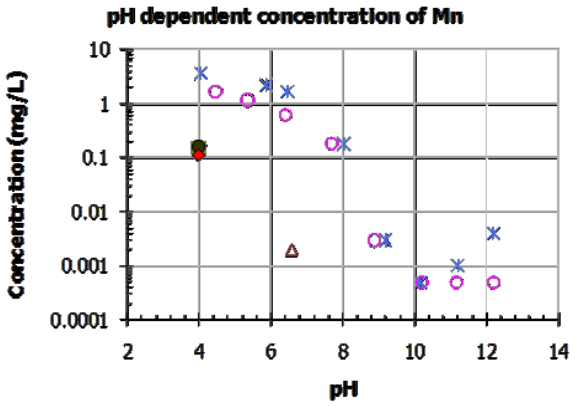

pH dependent concentration of Fe
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

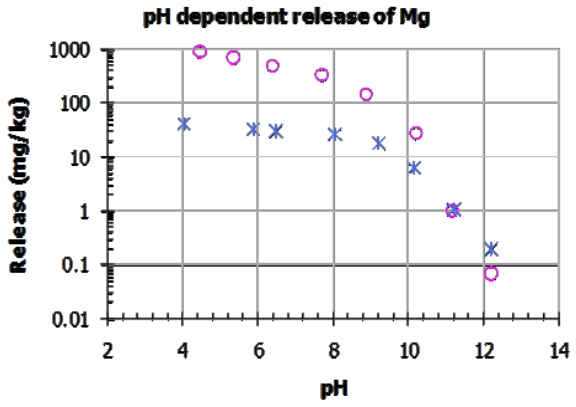

pH dependent concentration of K
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

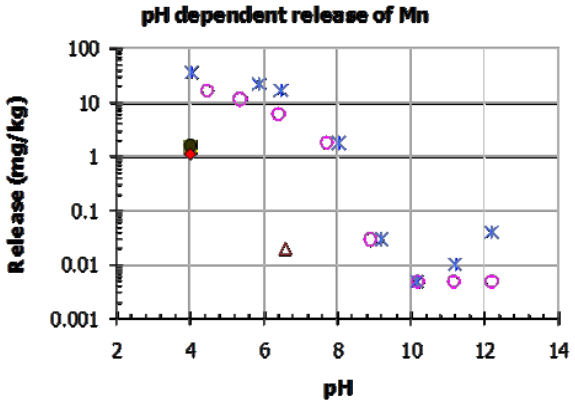

pH dependent release of Fe
Release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.01
2
4
6
8
10
12
14
pH

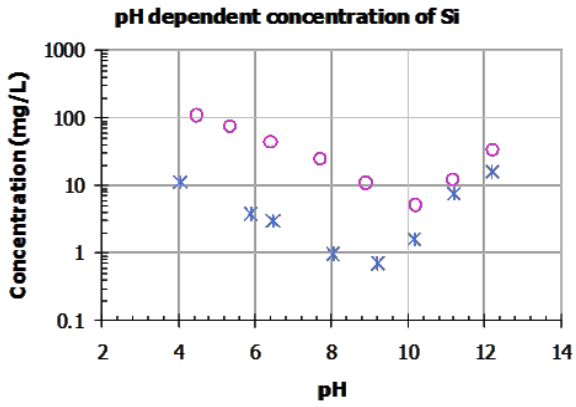

pH dependent release of K
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

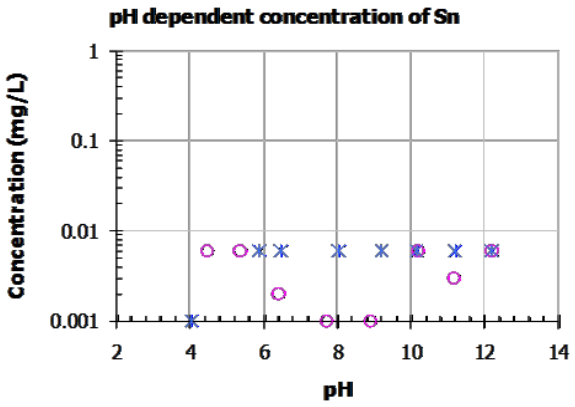

pH dependent concentration of Mg
Concentration (mg/L)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

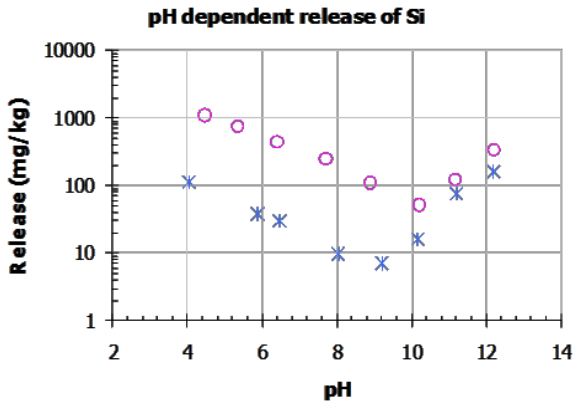

pH dependent concentration of Mn
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

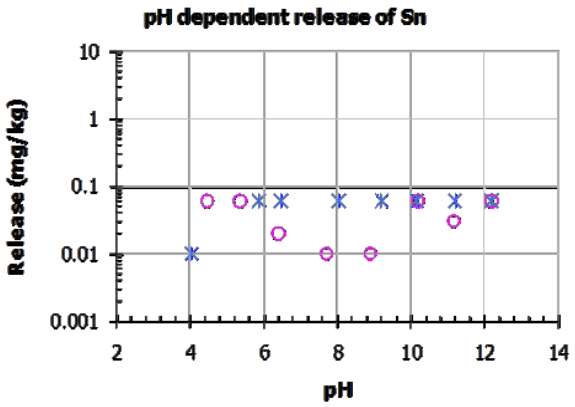

pH dependent release of Mg
Release (mg/kg)
1000
100
10
1
0.1
0.01
2
4
6
8
10
12
14
pH

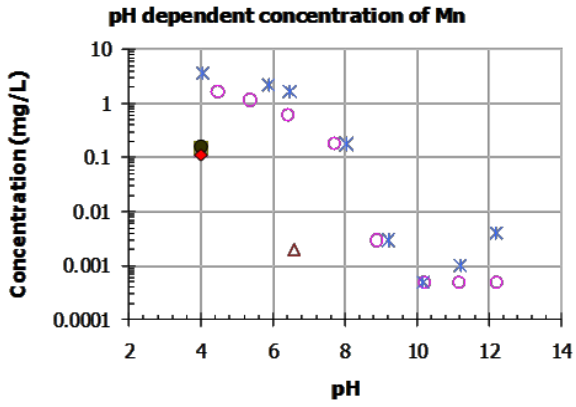

pH dependent release of Mn
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

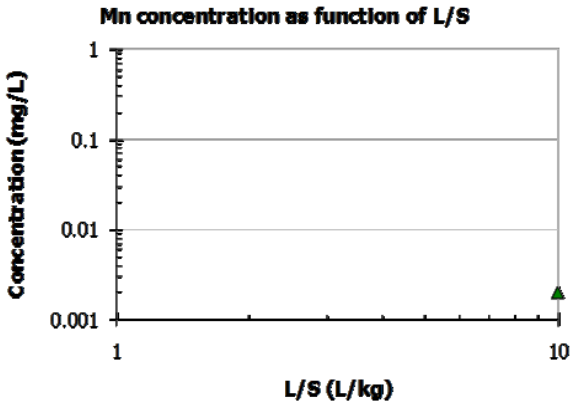

pH dependent concentration of Si
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

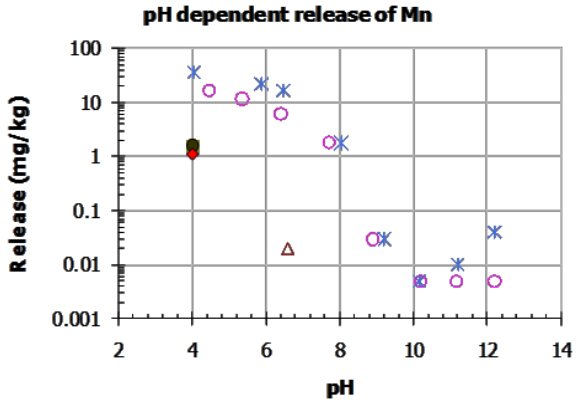

pH dependent concentration of Sn
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

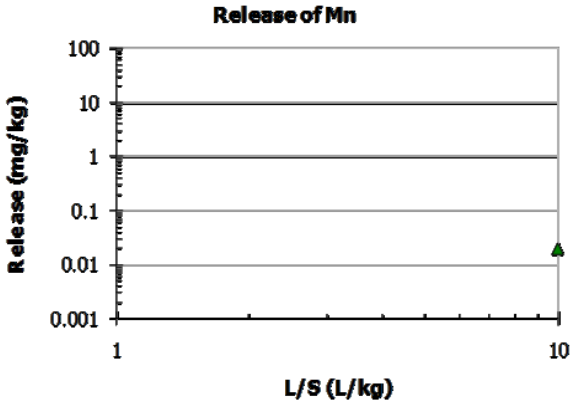

pH dependent release of Si
Release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

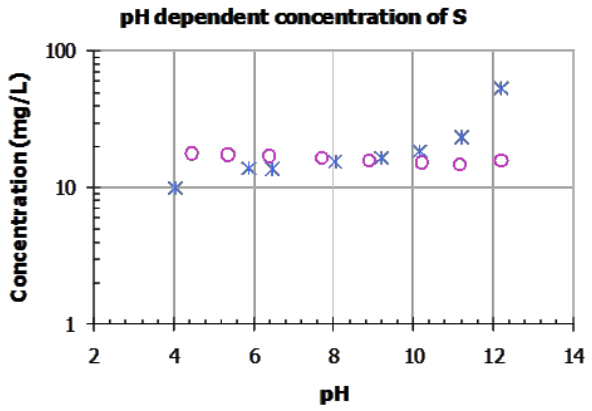

pH dependent release of Sn
Release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

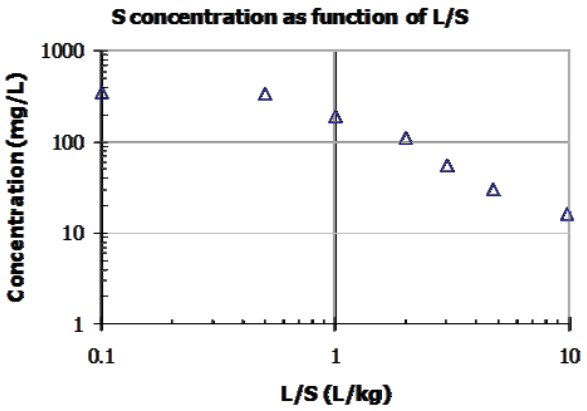

pH dependent concentration of Mn
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

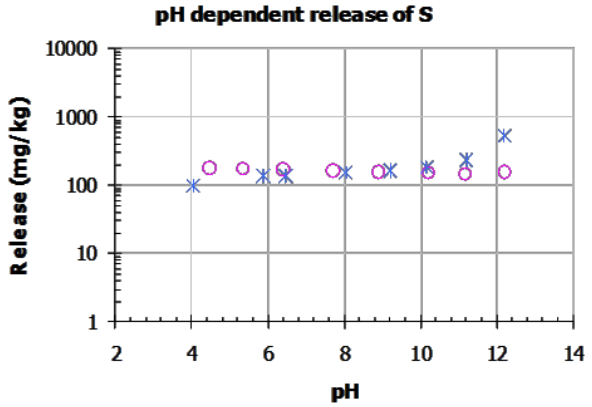

Mn concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
1
10
L/S (L/kg)

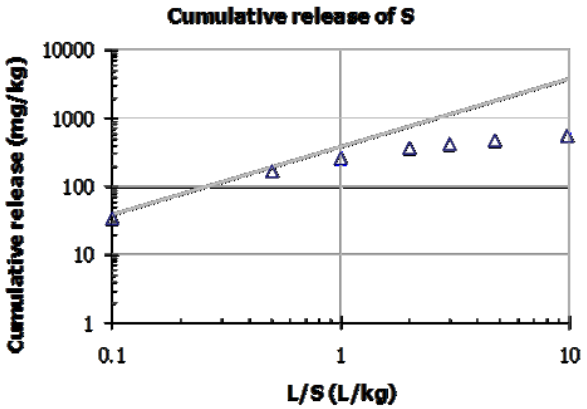

pH dependent release of Mn
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

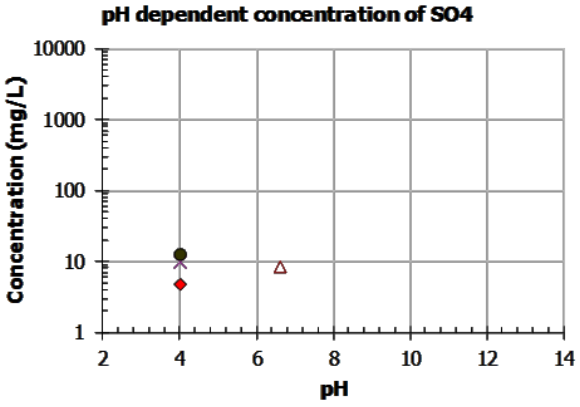

Release of Mn
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
1
10
L/S (L/kg)

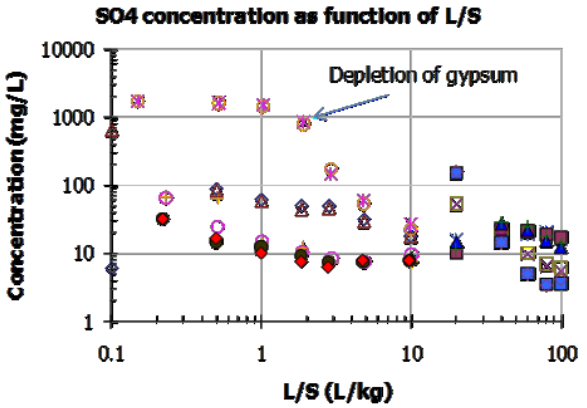

pH dependent concentration of S
Concentration (mg/L)
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

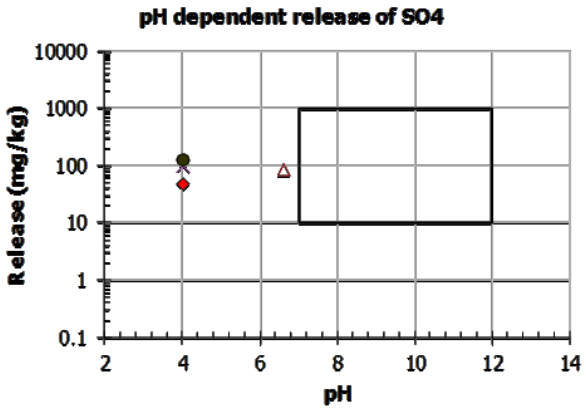

S concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
1
10
L/S (L/kg)

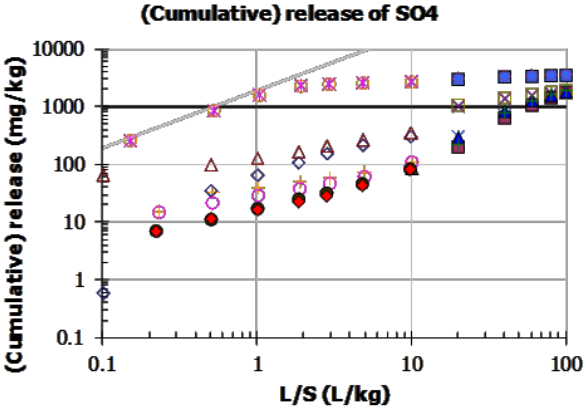

pH dependent release of S
R elease (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

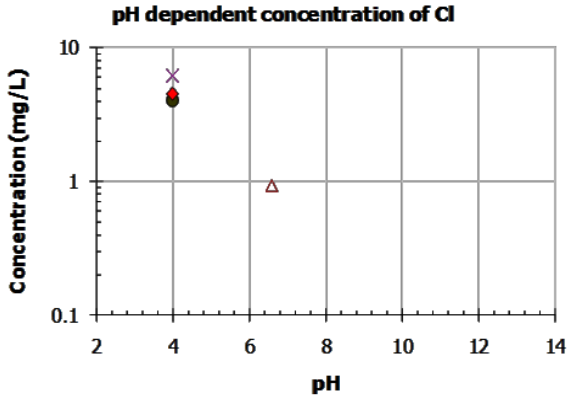

Cumulative release of S
Cumulative release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
1
10
L/S (L/kg)

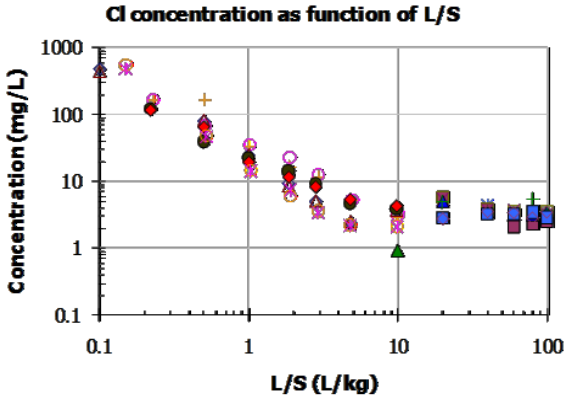

pH dependent concentration of SO4
Concentration (mg/L)
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

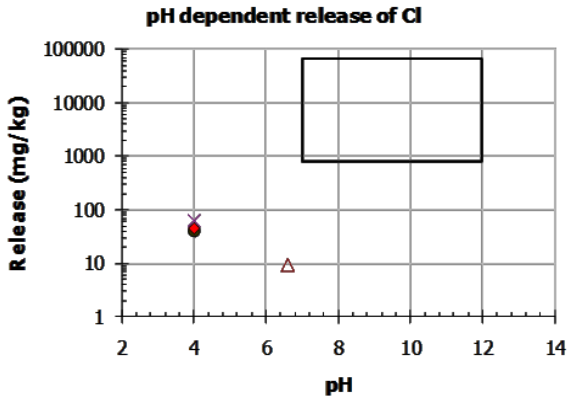

SO4 concentration as function of L/S
Depletion of gypsum
Concentration (mg/L)
10000
1000
100
10
1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

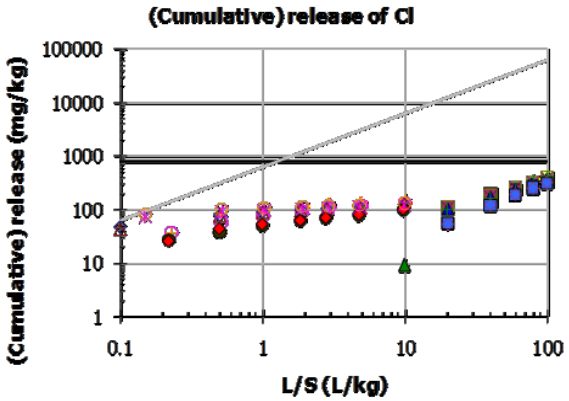

pH dependent release of SO4
Release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

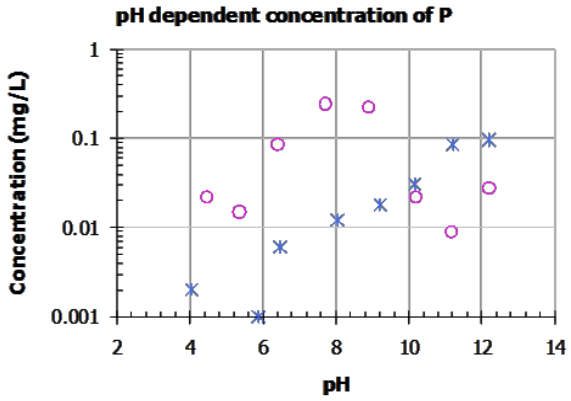

(Cumulative) release of SO4
(Cumulative) release (mg/kg)
10000
1000
100
10
1
0.1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

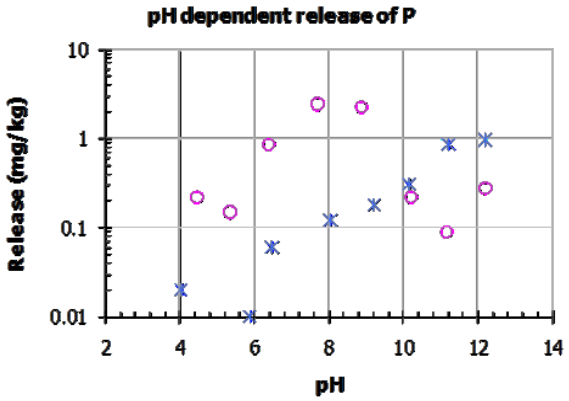

pH dependent concentration of Cl
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

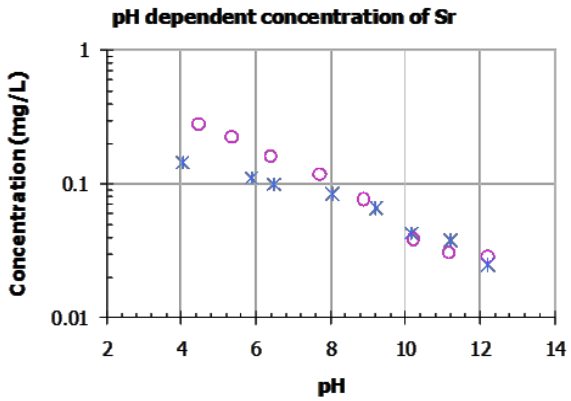

Cl concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

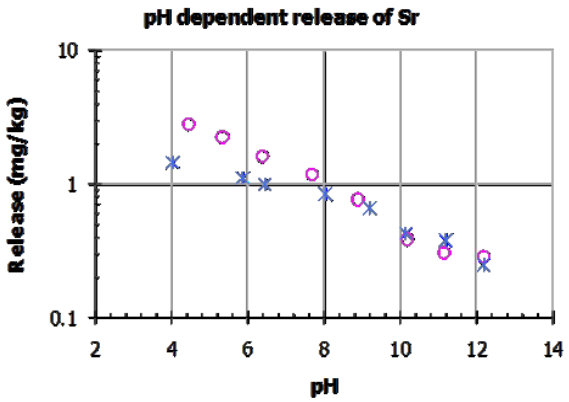

pH dependent release of Cl
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

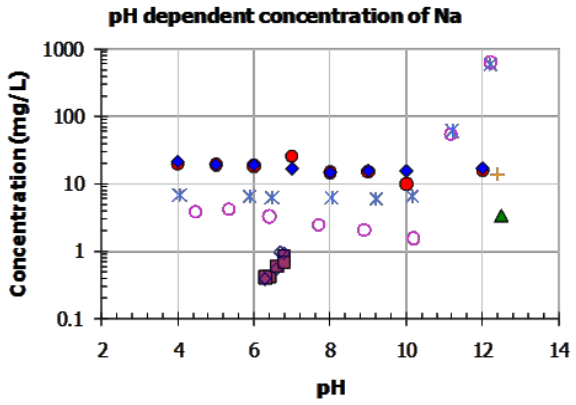

(Cumulative) release of Cl
(Cumulative) release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

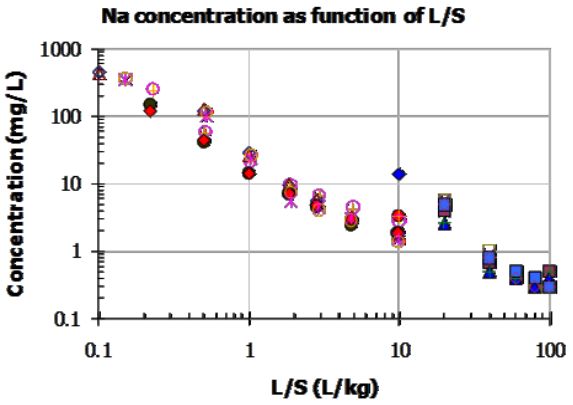

pH dependent concentration of P
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

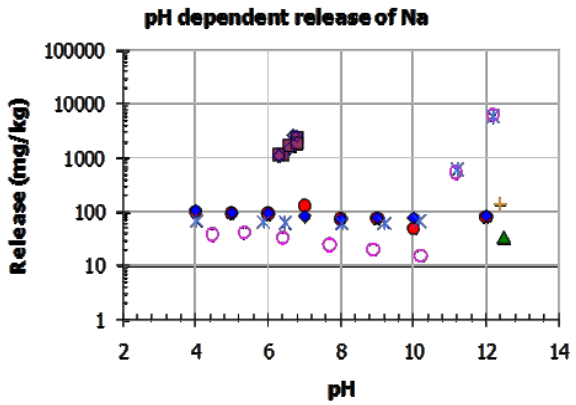

pH dependent release of P
Release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
2
4
6
8
10
12
14
pH

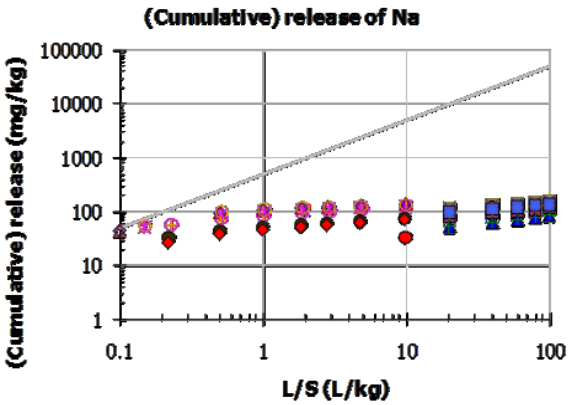

pH dependent concentration of Sr
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
2
4
6
8
10
12
14
pH

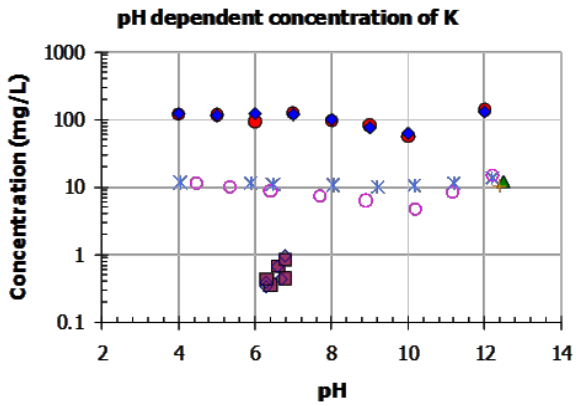

pH dependent release of Sr
Release (mg/kg)
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

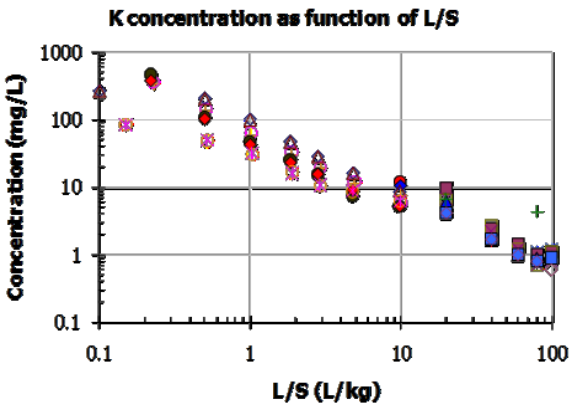

pH dependent concentration of Na
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

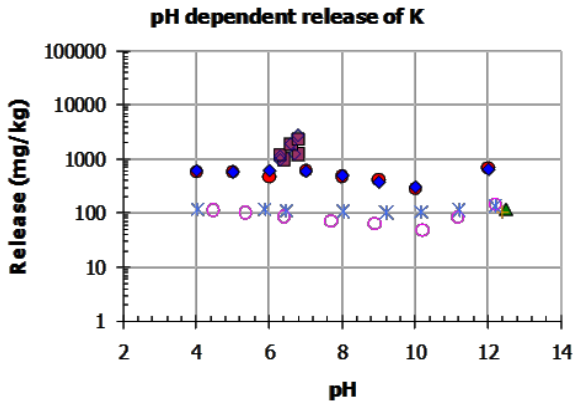

Na concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

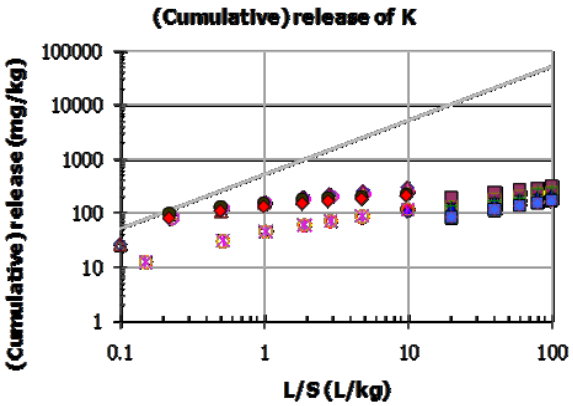

pH dependent release of Na
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

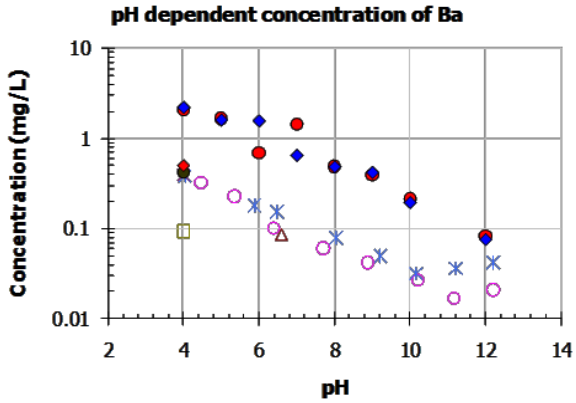

(Cumulative) release of Na
(Cumulative) release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

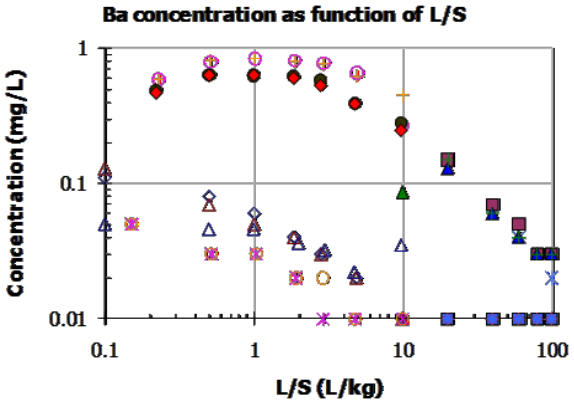

pH dependent concentration of K
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

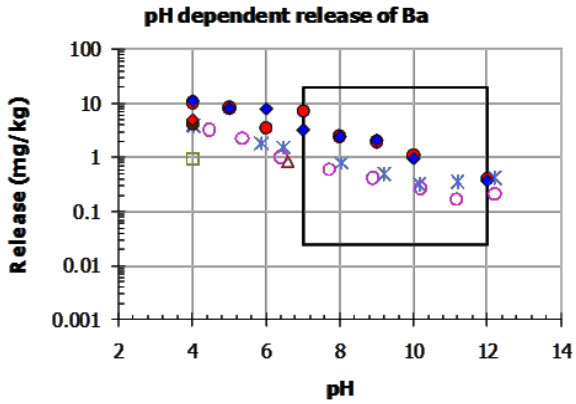

K concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1000
100
10
1
0.1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

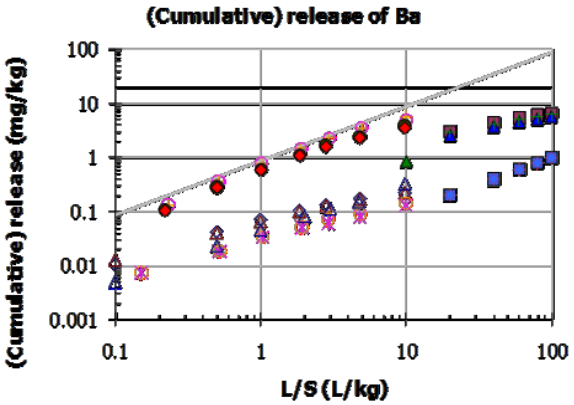

pH dependent release of K
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

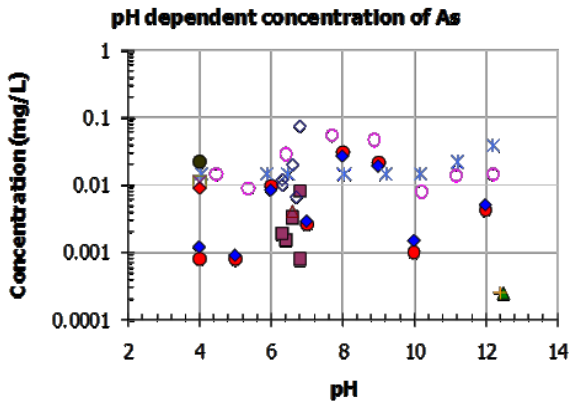

(Cumulative) release of K
(Cumulative) release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

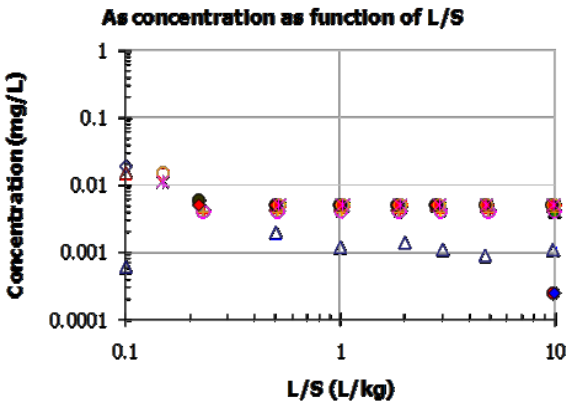

pH dependent concentration of Ba
Concentration (mg/L)
pH

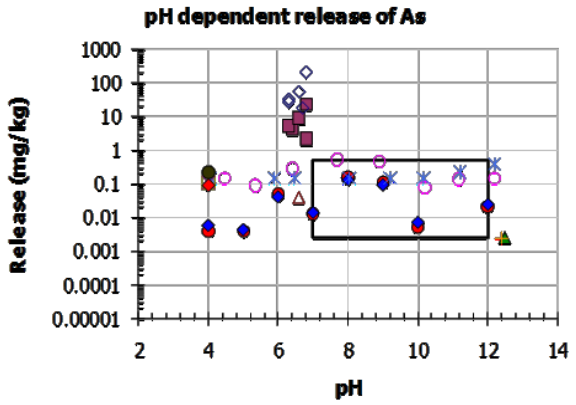

Ba concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

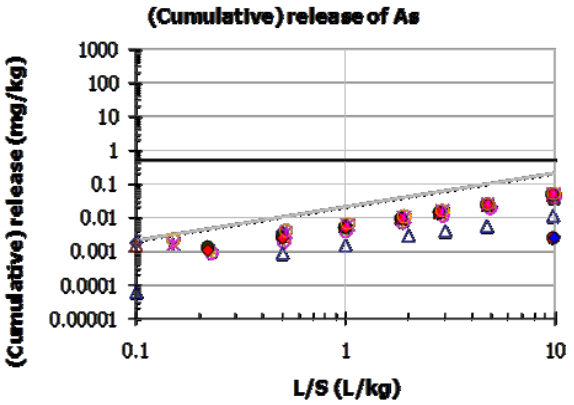

pH dependent release of Ba
Release (mg/kg)
pH

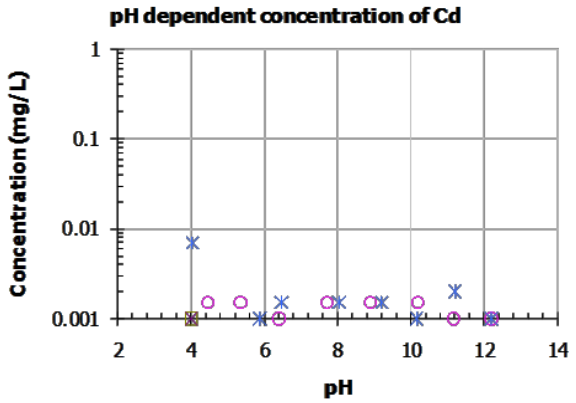

(Cumulative) release of Ba
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

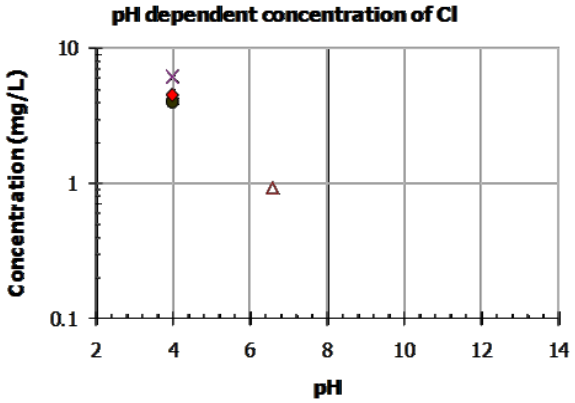

pH dependent concentration of As
Concentration (mg/L)
pH

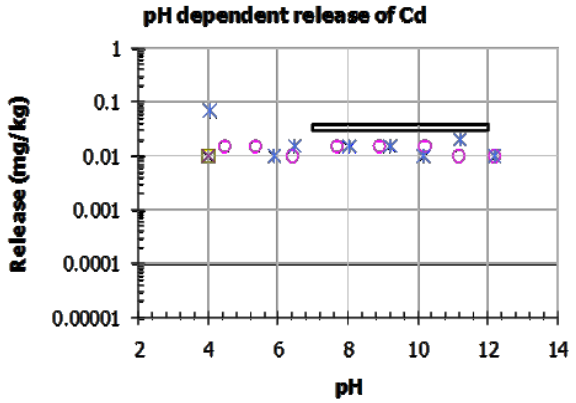

As concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
L/S (L/kg)

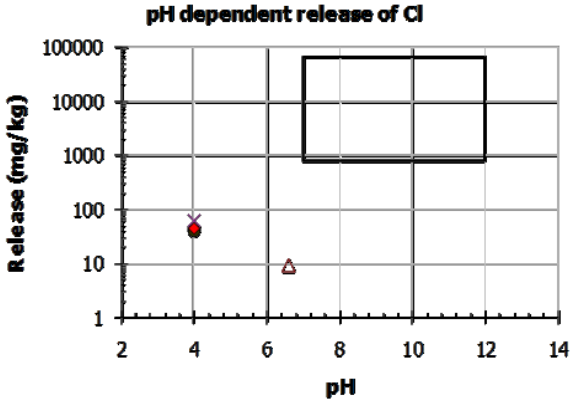

pH dependent release of As
Release (mg/kg)
pH

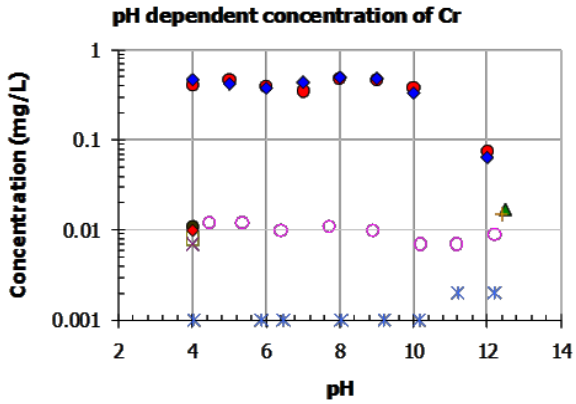

(Cumulative) release of As
(Cumulative) release (mg/kg)
L/S (L/kg)

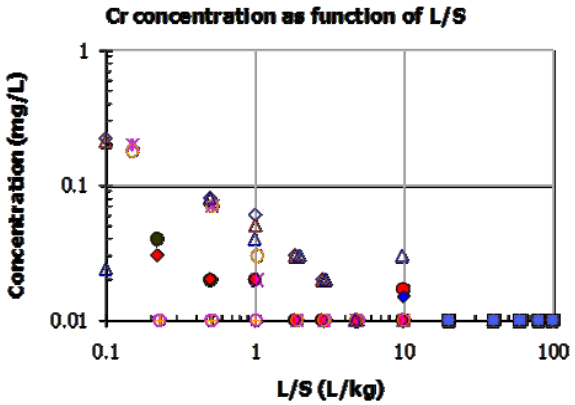

pH dependent concentration of Cd
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

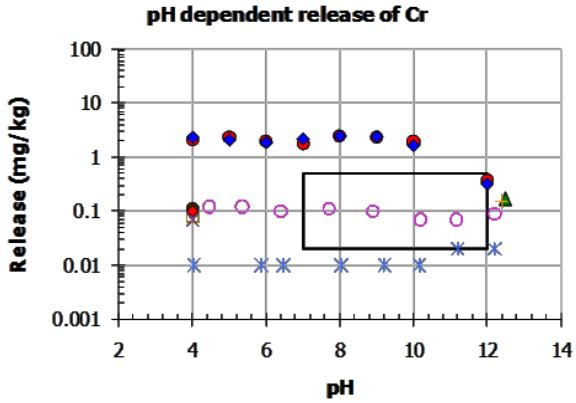

pH dependent concentration of Cl
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
2
4
6
8
10
12
14
pH

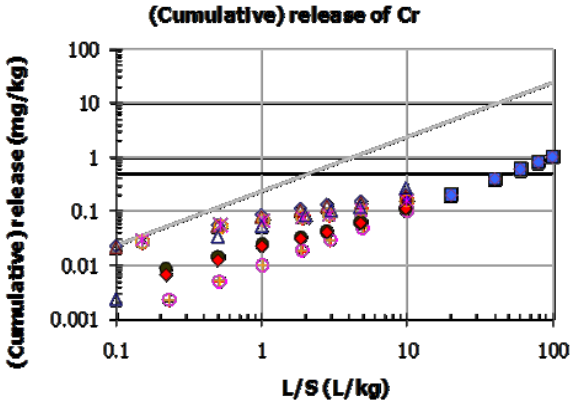

pH dependent release of Cd
Release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
2
4
6
8
10
12
14
pH

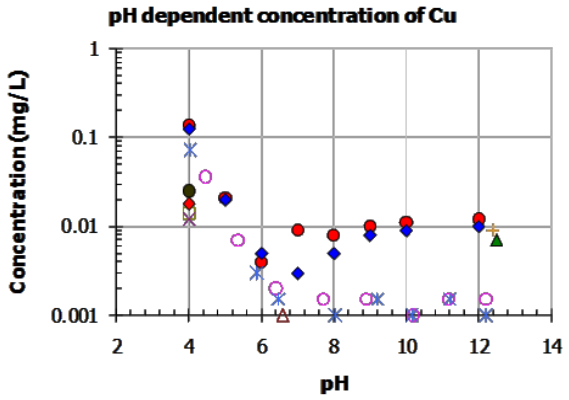

pH dependent release of Cl
Release (mg/kg)
100000
10000
1000
100
10
1
2
4
6
8
10
12
14
pH

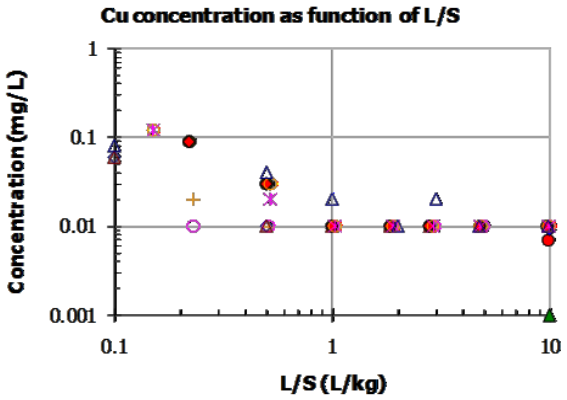

pH dependent concentration of Cr
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

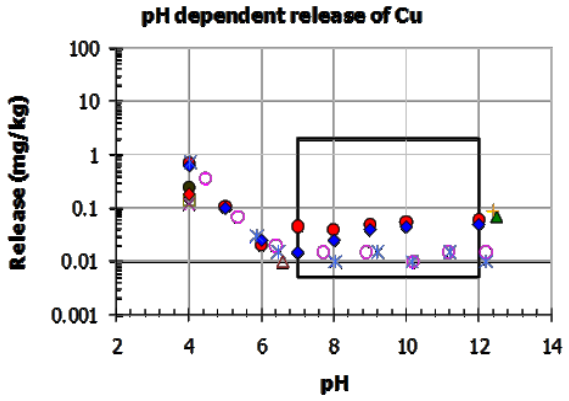

Cr concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

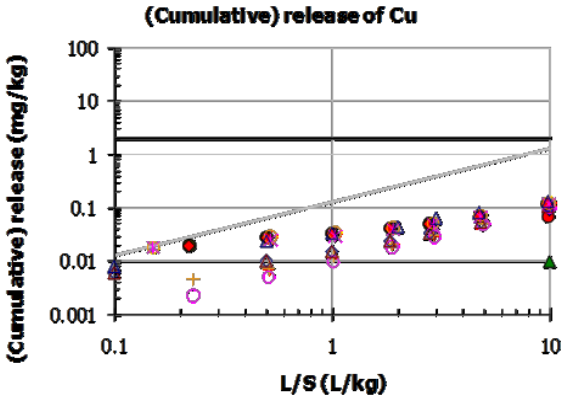

pH dependent release of Cr
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

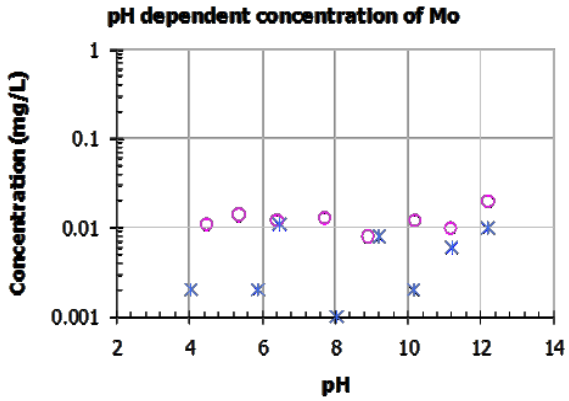

(Cumulative) release of Cr
(Cumulative) release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

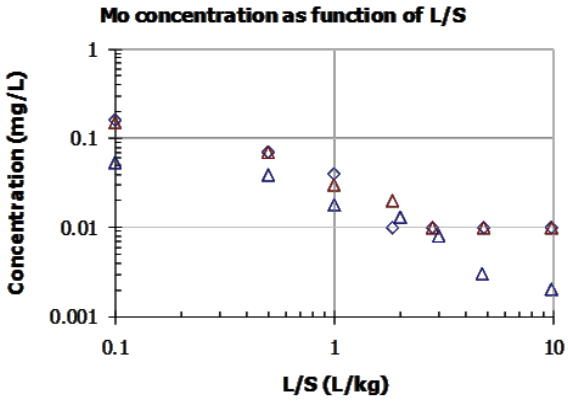

pH dependent concentration of Cu
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

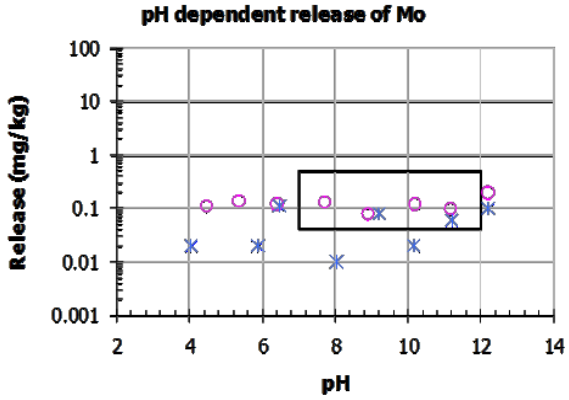

Cu concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

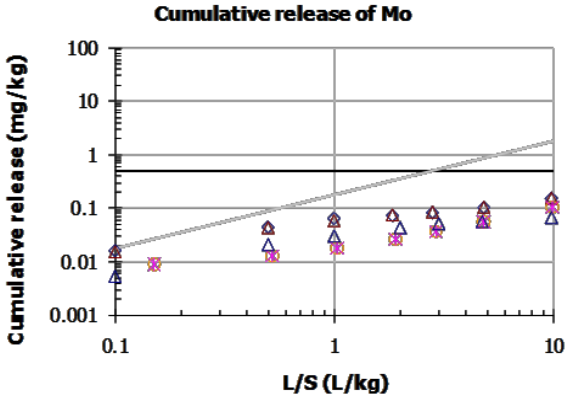

pH dependent release of Cu
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

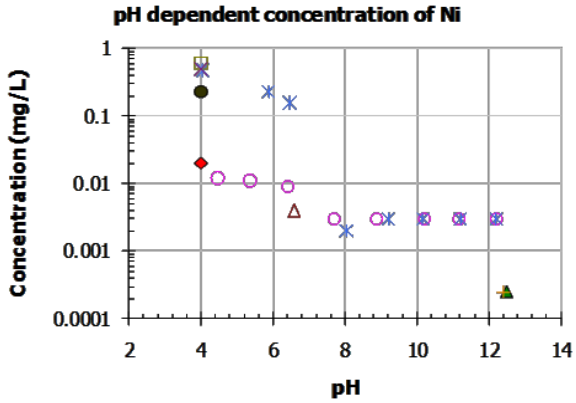

(Cumulative) release of Cu
(Cumulative) release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

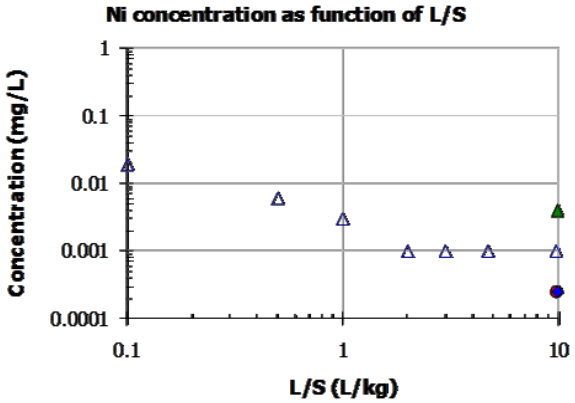

pH dependent concentration of Mo
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

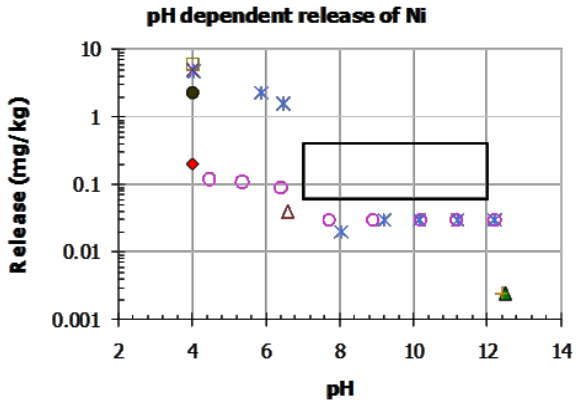

Mo concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

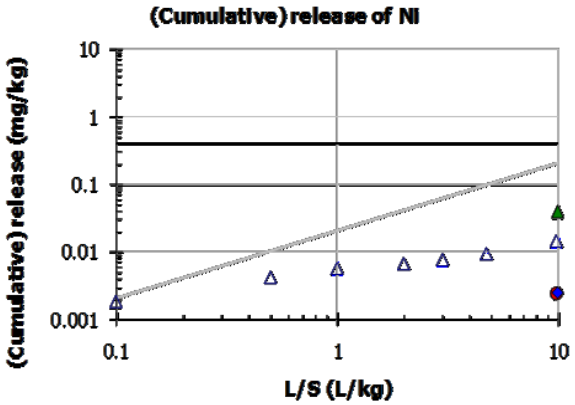

pH dependent release of Mo
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

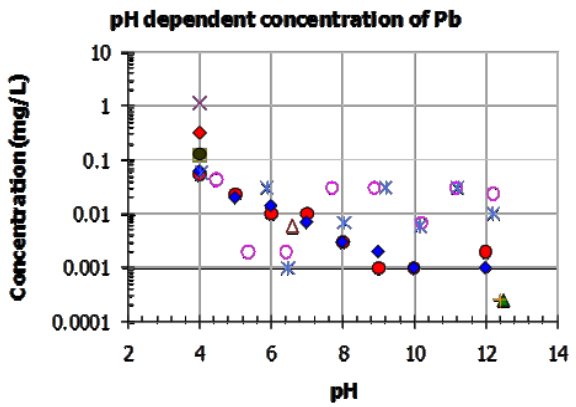

Cumulative release of Mo
Cumulative release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

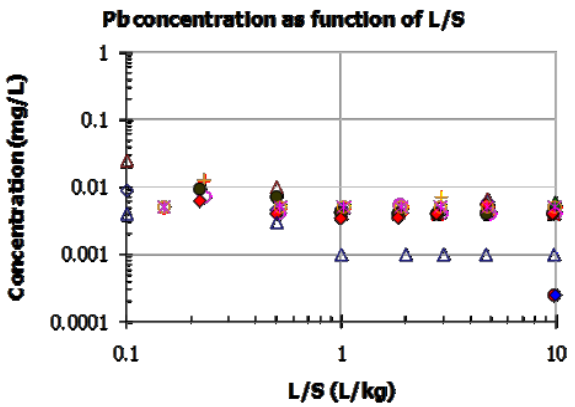

pH dependent concentration of Ni
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

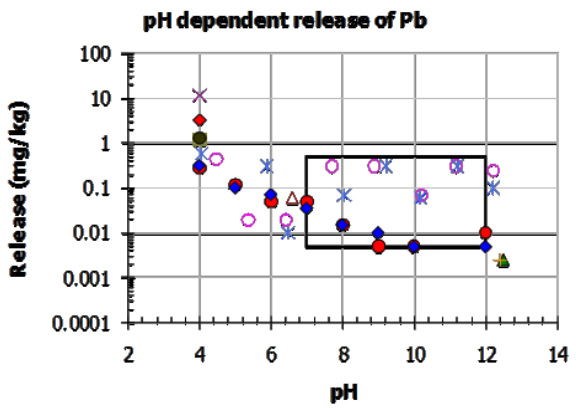

Ni concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

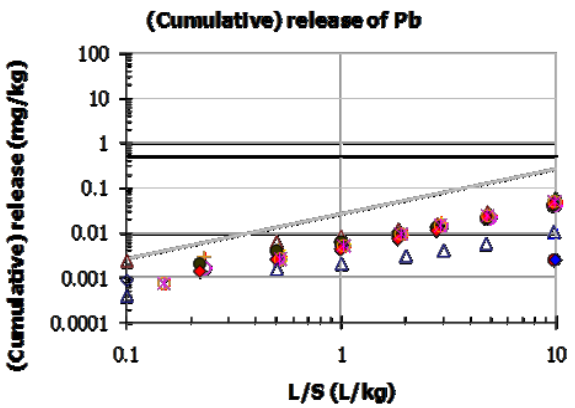

pH dependent release of Ni
Release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

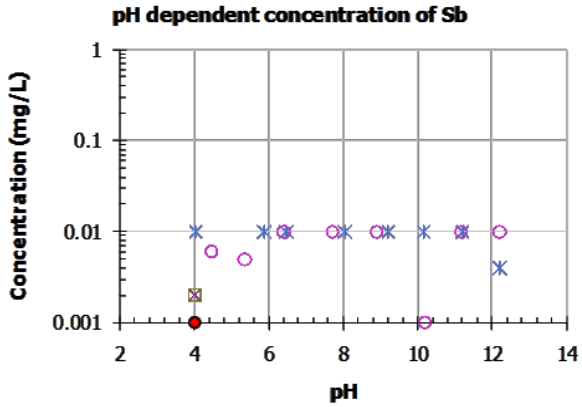

(Cumulative) release of Ni
(Cumulative) release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

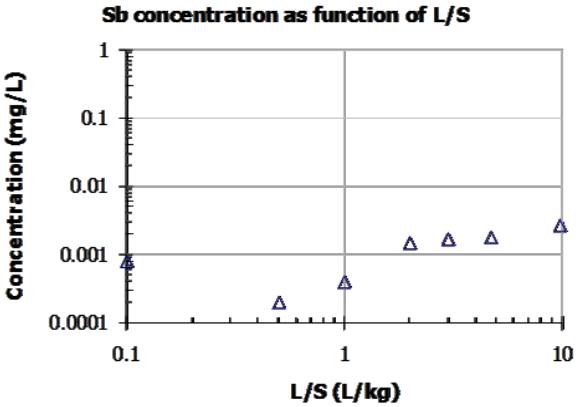

pH dependent concentration of Pb
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

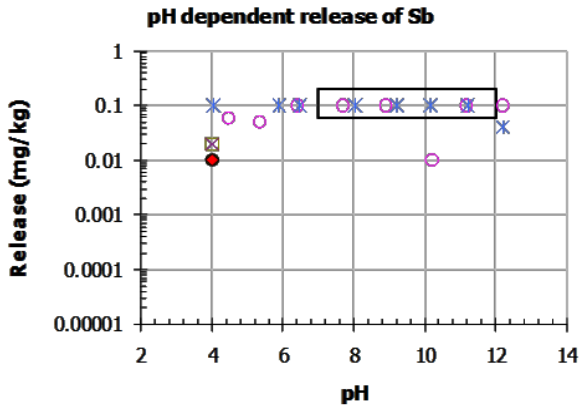

Pb concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

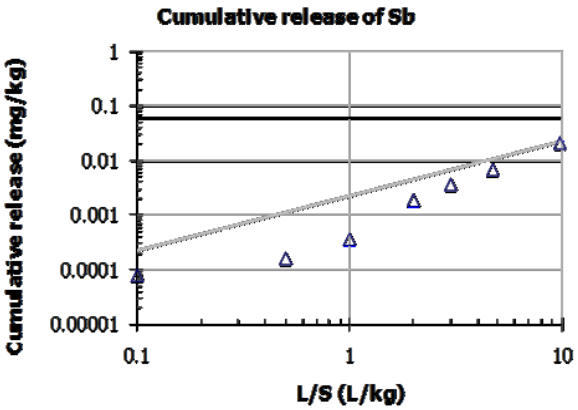

pH dependent release of Pb
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

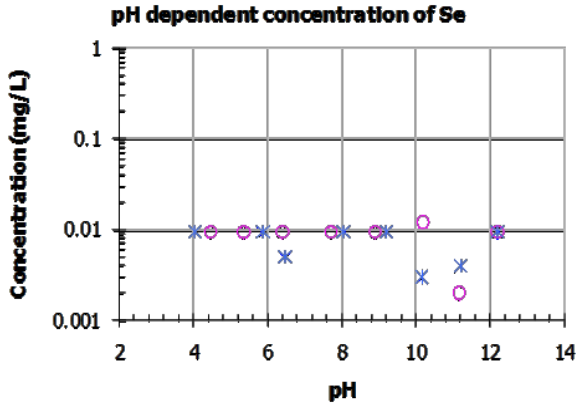

(Cumulative) release of Pb
(Cumulative) release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

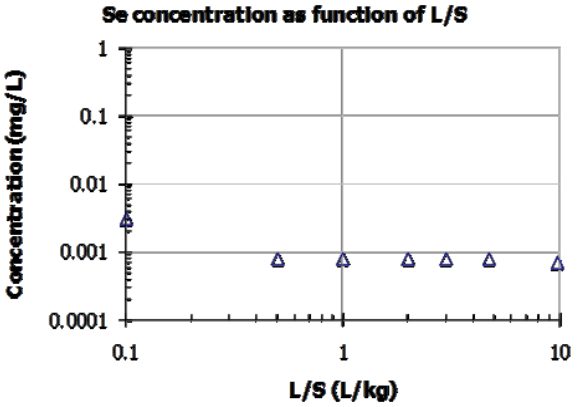

pH dependent concentration of Sb
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

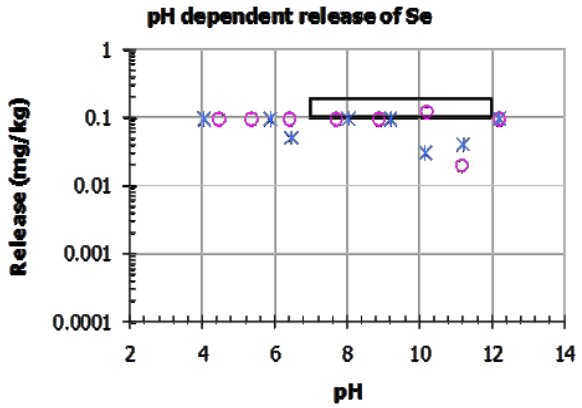

Sb concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

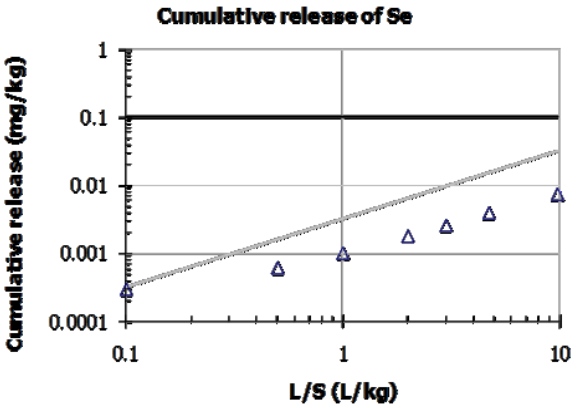

pH dependent release of Sb
Release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
2
4
6
8
10
12
14
pH

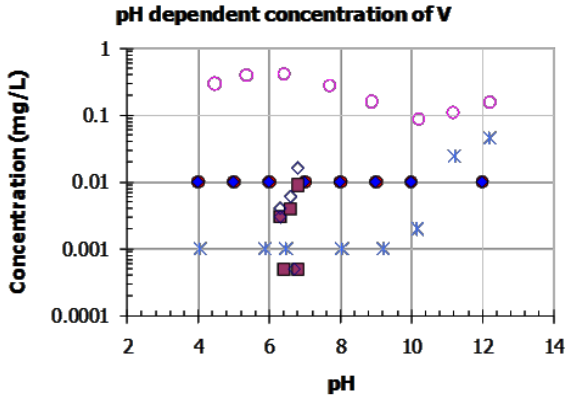

Cumulative release of Sb
Cumulative release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.00001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

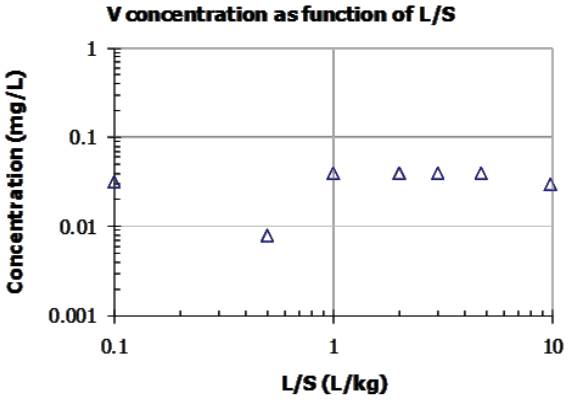

pH dependent concentration of Se
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

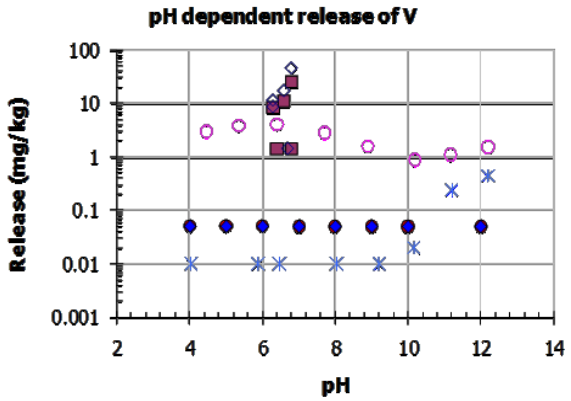

Se concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

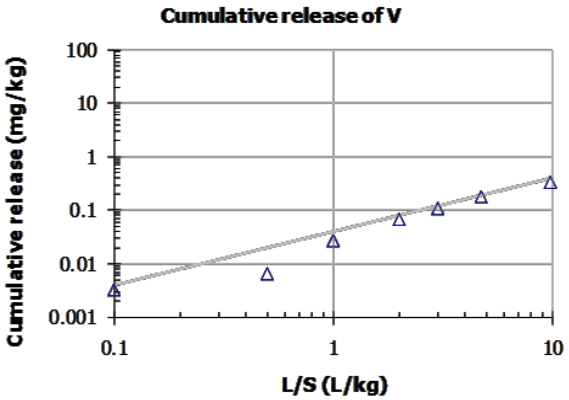

pH dependent release of Se
Release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

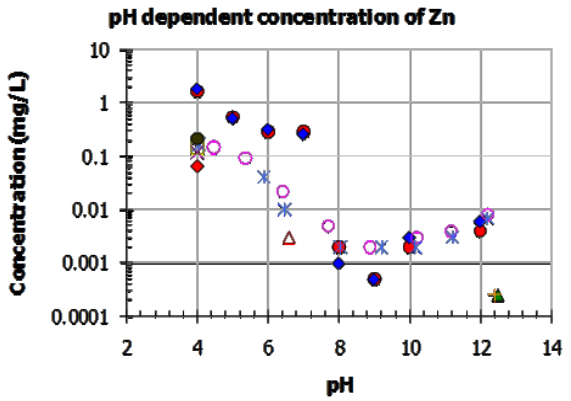

Cumulative release of Se
Cumulative release (mg/kg)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

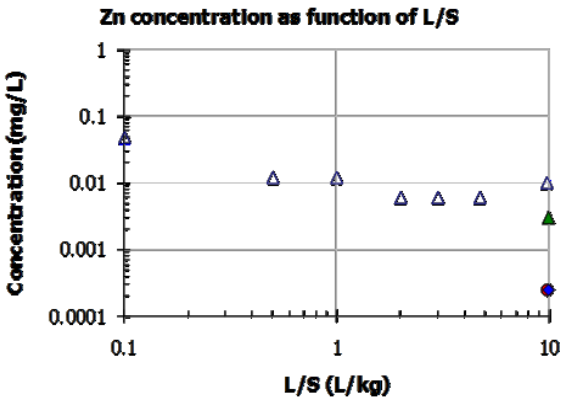

pH dependent concentration of V
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH

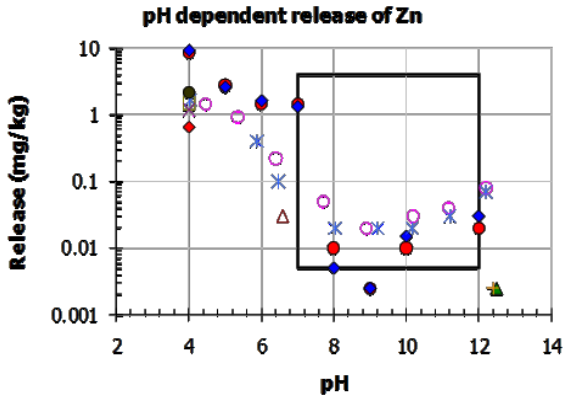

V concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)

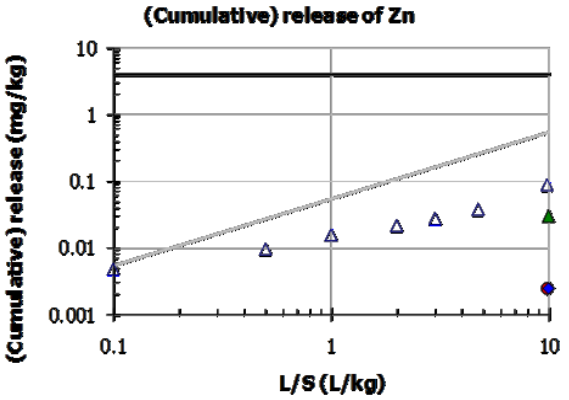

pH dependent release of V
Release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH

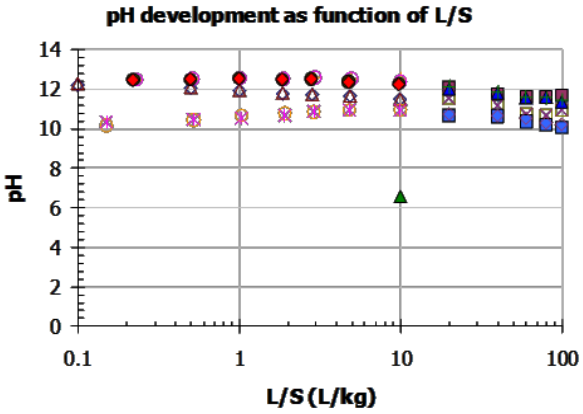

Cumulative release of V
Cumulative release (mg/kg)
100
10
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)


pH dependent concentration of Zn
Concentration (mg/L)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
2
4
6
8
10
12
14
pH


Zn concentration as function of L/S
Concentration (mg/L)
1
0.1
0.01
0.001
0.0001
0.1
1
10
L/S (L/kg)


pH dependent release of Zn
Release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
2
4
6
8
10
12
14
pH


(Cumulative) release of Zn
(Cumulative) release (mg/kg)
10
1
0.1
0.01
0.001
0.1
1
10
L/S (L/kg)


pH development as function of L/S
pH
14
12
10
8
6
4
2
0
0.1
1
10
100
L/S (L/kg)

Bilag 2: Udvaskningskriterier for anvendelse af bygge- og anlægsaffald i en række europæiske lande

Land:	Østrig	Østrig	Østrig	Belgien	Denmark	Finland	Finland
Region:				Vlandern			
Kategori:	A+	A	B	Ubundet	Kat. 1 og 2	Tildækket	Asfalteret
Materiale:	B&A-aff.	B&A-aff.	B&A-aff.	Generelt	Restprod.	Knust beton	Knust beton
Test:	EN 12457-4	EN 12457-4	EN 12457-4	CEN/TS 14405	EN 12457-1	CEN/TS 14405	CEN/TS 14405
L/S (l/kg):	10	10	10	10	10	10	10
Enhed:	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Bromid							
Klorid	800	800	1000		440	800	800
Fluorid	10	10	15			10	10
Sulfat	1500	2500	5000		1000	1000	3000
Cyanid							
As	0.5	0.5	0.5	0.8	0.071	0.5	0.5
Ba	20	20	20		1.8	20	20
Cd	0.04	0.04	0.04	0.03	0.006	0.02	0.02
Co							
Cr tot	0.3	0.5	0.5	0.5	0.055	0.5	0.5
Cu	0.5	1	2	0.5	0.20	2.0	2.0
Hg	0.01	0.01	0.01	0.02	0.00083	0.01	0.01
Mo						0.5	0.5
Ni	0.4	0.4	0.6	0.75	0.043	0.4	0.4
Pb	0.5	0.5	0.5		0.045	0.5	0.5
Sb	0.06	0.06	0.1			0.06	0.06
Se	0.1	0.1	0.1		0.037	0.1	0.1
Sn							
V						2.0	2.0
Zn	4	4	18	2.8	0.44	4.0	4.0
TDS	4000	4000	8000				
DOC	500	500	500			500	500
Phenol indx	1						
HC indx	1	3	5				
PAH (EPA)	4	12	20				
pH	7.5 - 12.5	7.5 - 12.5	7.5 - 12.5				
EC (mS/m)	150 (200)	150 (200)	150 (200)				

Land:	Frankrig	Frankrig	Frankrig	Frankrig	Frankrig	Frankrig
Region:						
Kategori:	Niveau 1A 80%	Niveau 1B 95%	Niveau 1C 100%	Niveau 1 Exclusion	Niveau 2A	Niveau 2B
Materiale:						
Test:	EN 12457-2 EN 12457-4	EN 12457-2 EN 12457-4	EN 12457-2 EN 12457-4	EN 12457-2 EN 12457-4	EN 12457-2 EN 12457-4	EN 12457-2 EN 12457-4
L/S (l/kg):	10	10	10	10	10	10
Enhed:	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Bromid						
Klorid	800	1600	2400	15000	10000	5000
Fluorid	10	20	30	150	60	30
Sulfat	1000	2000	3000	20000	10000	5000
Cyanid						
As	0.5	1	1.5	2	0.8	0.5
Ba	20	40	60	100	56	28
Cd	0.04	0.08	0.12	1	0.32	0.16
Co						
Cr tot	0.5	1	1.5	10	4	2
Cu	2	4	6	50	50	50
Hg	0.01	0.02	0.03	0.2	0.08	0.04
Mo	0.5	1	1.5	10	5.6	2.8
Ni	0.4	0.8	1.2	10	1.6	0.8
Pb	0.5	1	1.5	10	0.8	0.5
Sb	0.06	0.12	0.18	0.7	0.4	0.2
Se	0.1	0.2	0.3	0.5	0.5	0.4
Sn						
V						
Zn	4	8	12	50	50	50
TDS	4000	8000	12000	60000		
DOC						
Phenol indx						
HC indx						
PAH (EPA)						
pH						
EC (mS/m)						

Land:	Tyskland	Tyskland	Tyskland	Holland	Holland	Sverige	Sverige
Region:							
Kategori:	Z0/Z1.1	Z1.2	Z2	300 mm/y	6 mm/y	Fri anv.	Anv. på deponi
Materiale:	Jord	Jord	Jord	Alle Mat.	Alle mat.	Affald	Affald
Test:	EN 12457-2	EN 12457-2	EN 12457-2	CEN/TS14405	CEN/TS14405	CEN/TS14405	CEN/TS14405
L/S (l/kg):	10	10	10	10	10	10	10
Enhed:	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Bromid				20	34		
Klorid	300	500	1000	616	8800	130	11000
Fluorid				55	1500		
Sulfat	200	500	2000	1730	20000	200	8500
Cyanid	0.05	0.1	0.2				
As	0.14	0.2	0.6	0.9	2	0.09	0.4
Ba				22	100		
Cd	0.015	0.03	0.06	0.04	0.06	0.02	0.007
Co				0.54	2.4		
Cr tot	0.125	0.25	0.6	0.63	7	1	0.3
Cu	0.2	0.6	1	0.9	10	0.8	0.6
Hg	0.005	0.01	0.02	0.02	0.08	0.01	
Mo				1	15		
Ni	0.15	0.2	0.7	0.44	2.1	0.4	0.6
Pb	0.4	0.8	2	2.3	8.3	0.2	0.3
Sb				0.32	0.7		
Se				0.15	3		
Sn				0.4	2.3		
V				1.8	20		
Zn	1.5	2	6	4.5	14	4	3
TDS							
DOC							
Phenol indx	0.2	0.4					
HC indx							
PAH (EPA)							
pH	6.5-9.5	6-12	5.5-12				
EC (mS/m)	25	150	200				

Bilag 3: Prioriteringsskemaer for udvalgte primære og sekundære stoffer og stofgrupper

Knust beton	Stof/stofgruppe	Arsen (As)
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	As forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Som arsenholdig maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Nej, bortset fra anvendelse af flyveaske i cementproduktionen, som stadig pågår
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 2 – 10 mg/kg As i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på op til 0,016 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,25 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej, men As udgør et generelt problem i forhold til grundvandskvalitet
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskriterium: 20 mg/kg Afskæringskriterium: 20 mg/kg Grv.kval.kriterium: 0,008 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,00011 mg/l (marin) Udvaskning Kat. 1+2: 0,016 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 0,10 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0,10 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Moderat mobilt (K_d ~ 20 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a)
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Ja
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Nej
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til indhold og stofudvaskning. As udgør et generelt grundvandsproblem, og der findes danske jordkvalitetskriterier og udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Barium (Ba)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Ba forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Som bariumholdig maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ingen målinger fundet
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Udvaskning af Ba fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på op til 1,2 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 15 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB og LKV Jordkvalitetskriterium: 100 mg/kg Afskæringskriterium: Grv.kval.kriterium: Laveste krv. overfl.vand: 0,0058 mg/l (marin) Udvaskning Kat. 1+2: 0,60 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 8,0 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 7,0 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Finland, Frankrig og Holland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Mindst 50% af hollandske og svenske prøver og ca. 10% af danske prøver overskrider grænserne.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Forholdsvis mobilt (K_d ~ 14 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a)
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Nej
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Nej
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Det faktum, at stoffet har en forholdsvis lav grænseværdi for overfladevand og er reguleret mht. anvendelse af restprodukter og jord og deponering som inert affald fører umiddelbart til en anbefaling af at medtage krav til indhold og udvaskning af Ba i en indledende fase.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	Stof/stofgruppe	Cadmium (Cd)
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Cd forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, hvis de andre fraktioner indeholder Cd-holdig maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Er udfaset til bygningsmaling
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 0,1 – 0,3 mg/kg Cd i dansk knust beton. 10% af de belgiske prøver overskrider det danske jordkvalitetskriterie, som også indgår i BEK 1662/2010 (Kat. 1).
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultaterne for udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger under 0.0004 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,07 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, cadmium og cadmiumforbindelser er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskriterium: 0,5 mg/kg Afskæringskriterium: 5 mg/kg Grv.kval.kriterium: 0.0005 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0.00008 mg/l (marin) Udvaskning Kat. 1+2: 0.004 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 0.08 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0.030 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke fundet overskridelser for dansk beton, men 50% af de hollandske prøver overskrider denne grænseværdi.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Cd er moderat mobilt (K_d ~ 20 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a)
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Ja
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Nej
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til indhold og stofudvaskning. Stoffet er på listen over uønskede stoffer, har lave grænseværdier i vand, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	Stof/stofgruppe	Krom (Cr)
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Cr forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper. Ved tilsætning af kulflyveaske øges kromindholdet i cementen ofte.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Som kromholdig maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	-
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 7.5 – 40 mg/kg Cr i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultaterne for udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger op til 0.91 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,1 mg/kg (når der ses bort fra en eller flere outliers).
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ikke specifikt, men Cr(VI) er langt mere giftigt og mobilt end Cr(III)
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV
		Jordkvalitetskrit. (Cr(VI)): 20 mg/kg Jordkvalitetskrit. (Cr_{Tot}): 500 mg/kg Afskæringskrit. (Cr_{Tot}): 1000 Grv.kval.krit. (Cr(VI)): 0.001 mg/l Grv.kval.krit. (Cr_{Tot}): 0.025 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0.0034 mg/l (marin) Udvaskning Kat. 1+2: 0.02 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 1 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0.2 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Ja, mindst 50% af prøverne af knust beton fra Danmark, Belgien og Sverige overskrider denne grænseværdi.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Cr(VI) er meget mobilt (K_d ~ 1 l/kg), Cr(III) er meget lidt mobilt (K_d ~ 100 l/kg). For Cr_{Tot} anvendes vedberegning af grænseværdier K_d = 23 (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Ja
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til udvaskning og indhold. Stoffet er generelt uønsket som Cr(VI), har lave grænseværdier i vand, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes også danske jordkvalitetskriterier.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Kobber (Cu)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Cu forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske. Det kan eventuelt også være tilsat som kobbersalte (se 2.32).
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, for eksempel som stumper af ledning (elementært kobber) eller som kobberholdig maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Nej, bortset fra anvendelse af flyveaske i cementproduktionen
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddele i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 9.2 – 45 mg/kg Cu i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultaterne for udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger op til 0,051 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 1,3 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, visse kobberforbindelser (Cu(I)oxid, Cu(II)sulfat og Cu(I)klorid er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskrit.: 500 mg/kg Afskæringskrit.: 1000 mg/kg Grv.kval.krit.: 0,1 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,001 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: 0,090 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 4 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0,9 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke fundet overskridelser for danske prøver af knust beton. Mindst 50% af de belgiske og ca. 10 % af de svenske prøver overskrider kriteriet.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Cu er meget lidt mobilt (K_d ~ 100 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Dette kan forhindre forurening med ledningsstumper og lignende.
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Kun hvis problemet er ledningsstumper og lignende.
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til indhold og udvaskning, da Cu har lave grænseværdier i overfladevand, det findes på listen over uønskede stoffer, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Desuden findes der jordkvalitetskrav for Cu.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	Stof/stofgruppe	Kviksølv (Hg)
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Hg forekommer naturligt i meget lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Ja, hvis betonen stammer fra en bygning, hvor der er arbejdet med Hg eller opbevaret Hg-holdige materialer (f.eks. kviksølvbejdset korn)
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Sandsynligheden er nok ringe
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Nej, bortset fra anvendelse af flyveaske i cementproduktionen
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddele i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 0,03 – 0,43 mg/kg Hg i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultaterne for udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på op til 0,000044 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,007 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, kviksølv og kviksølvforbindelser er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskrit.: 1 mg/kg Afskæringskrit.: 3 mg/kg Grv.kval.krit.: 0,0001 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,00005 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: 0,0002 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 0,002 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0,003 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Mere end 50% af prøverne fra Holland og Sverige og ca. 10% af de danske og hollandske prøver overs overskrider kriteriet.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	På uorganisk form er Hg moderat mobilt (K_d ~ 20 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Ja, ud fra kendskab til tilstedeværelse af Hg
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til indhold og udvaskning, da Hg har lave grænseværdier især i overfladevand, det findes på listen for uønskede stoffer, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes også jordkvalitetskriterier for Hg.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Mangan (Mn)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Mn forekommer naturligt i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske og mikrosilika, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Som Mn-holdig maling-
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	-
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt et indhold af Mn på 500 mg/kg i én prøve af dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultaterne for udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på < 0,03 mg/kg. Udenlandske data for udvaskning af Mn er ikke fundet. .
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, mangan(II)sulfat er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i AB, MKV og VTV Jordkvalitetskrit.: - Afskæringskrit.: - Grv.kval.krit.: 0,02 mg/l (VTV) Laveste krv. overfl.vand: 0,15 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: 0,30 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 2,0 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Dep. udvaskning inert: -
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Nej
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Kun én måling, som ikke overskred kriteriet.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Mn^{2+} er ret mobilt (K_d ~ 0,4 – 1,3 l/kg) Bryan et al. (2004)
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i det mindste i en indledende fases, da $MnSO_4$ står på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer. Udvaskningen af Mn er dårligt belyst (én meget lav værdi), men anses åbenbart ikke for at være et problem i andre lande.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007

Knust beton	Stof/stofgruppe	Molybdæn (Mo)
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen i Danmark?	Mo forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Næppe relevant
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 2 mg/kg i én dansk prøve af knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultatet for udvaskning fra dansk én prøve af dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på 0.021 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,79 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, molybdæntrioxid er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskrit.: 5 mg/kg Afskæringskrit.: - Grv.kval.krit.: 0,020 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,0067 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Dep. udvaskning inert: 0,3 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Finland, Frankrig og Holland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, for der findes ikke grænseværdier for Mo i BEK 1662/2010.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Mo er mobilt til moderat mobilt (K_d ~ 15 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da Mo har lave grænseværdier især i overfladevand, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Nikkel (Ni)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Ni forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Vides ikke
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 6,4 – 40 mg/kg Ni i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultaterne for udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på op til 0,017 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,2 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, Ni er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskrit.: 30 mg/kg Afskæringskrit.: 10 mg/kg Grv.kval.krit.: 0,010 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,0023 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: 0,02 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 0,14 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0,2 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke observeret overskridelser for danske prøver, men mindst 50% af prøvrne fra Holland og Sverige overskrider grænseværdien.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Ni er moderat mobilt (K_d ~ 20 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til udvaskning og indhold, da Ni har lave grænseværdier især i overfladevand, det findes på listen for uønskede stoffer, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes også et jordkvalitetskriterium for Ni.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	Stof/stofgruppe	Bly (Pb) og blyforbindelser
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Pb forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Ja, f.eks. som pigment i maling og udvaskning fra blyholdige inddækninger.
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, f.eks. som metallisk bly fra inddækninger, kabelkapper, mv. eller som pigment i maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Bly, herunder elementært bly, er anvendt i mange sammenhænge frem til 2001/2002.
	Bruges stoffet stadig?	Kun i farvet porcelæn og glaseret tegl, dvs. som urenheder og som bestanddele i cementråvarer og kulflyveaske.
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt 6 – 30 mg/kg Pb i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Udvaskning fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger under detektionsgrænsen, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg) har givet udvaskning på op til 0,58 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, bly og blyforbindelser er på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskriterium: 40 mg/kg Afskæringskriterium: 400 mg/kg Grv.kval.kriterium: 0,001 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,00034 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: 0,02 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 0,2 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0,2 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.)
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke observeret overskridelser for danske prøver, men 50% af de hollandske prøver og ca. 10% af de belgiske prøver overskrider kriteriet.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Ikke særlig mobilt (K_d > 100 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Måske, afhænger af kilden
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Måske, afhænger af kilden
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til udvaskning og indhold. Stoffet er generelt uønsket, har lave grænseværdier i vand, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes også et jordkvalitetskriterium for Pb.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Antimon (Sb)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Sb forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Næppe relevant
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Der er ikke foretaget målinger af indholdet af Sb i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Der er ikke foretaget målinger af udvaskningen af Sb fra dansk knust beton, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,027 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV
		Jordkvalitetskrit.: Ingen Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: 0,002 mg/l (WHO*) Laveste krv. overfl.vand: 0,0113 mg/l (marin) Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Dep. udvaskning inert: 0,02 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Finland, Frankrig og Holland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, der er pt. ingen grænseværdi for Sb.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Sb er forholdsvis mobilt (K_d ~ 7 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da Sb har en lav anbefalet grænseværdi (WHO) i drikkevand, og der findes en dansk udvaskningsgrænseværdi for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes pt. ingen jordkvalitetskriterier for Sb.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
*WHO (2011): Guidelines for drinking water quality – der findes ingen dansk værdi for Sb.

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Selen (Se)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Se forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Næppe relevant
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Der er ikke foretaget målinger af indholdet af Se i dansk knust beton
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Der er ikke foretaget målinger af udvaskningen af Se fra dansk knust beton, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,02 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, VTV og LKV Jordkvalitetskrit.: 20 mg/kg Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: 0,010 mg/l (VTV) Laveste krv. overfl.vand: 0,001 mg/l** Udvaskning Kat. 1+2: 0,02 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 0,06 mg/kg (L/S =2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 0,06 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Finland, Frankrig og Holland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, der er ikke observeret nogen overskridelser af kriteriet i det indsamlede datamateriale.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Se er forholdsvis mobilt (K_d ~ 5 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da Se har lave grænseværdier især i overfladevand, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier, både for anvendelse af restprodukter og modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes pt. ingen jordkvalitetskriterier for Se.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007
*Værdi udmeldt af Miljøstyrelsen, anvendt ved beregning af modtagekriterier for kystnære affaldsdeponeringsanlæg (Hjelmar et al., 2009)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Vanadium (V)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	V forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Næppe relevant
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt indhold et på 40 mg/kg V i én prøve af dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultatet for udvaskning af V fra én prøve af dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på < 0.002 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,3 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Nej Jordkvalitetskrit.: Ingen Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: Ingen Laveste krv. overfl.vand: Ingen Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Dep. udvaskning inert: Ingen
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning i Finland og Holland.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	V er forholdsvis mobilt (K_d ~ 5 l/kg) (Comans, 2011).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Der synes ikke umiddelbart at være grund til at sætte grænseværdier for indhold eller udvaskning af V. Man kunne eventuelt sætte V på en observationsliste, da der findes grænseværdier for udvaskning af V i Finland og Holland.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Zink (Zn)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Zn forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske eller hvis det er tilsat som korrosionshæmmer i form af zinkoxid .
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Kan være tilført som pigment i maling
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, hvis der f.eks. findes stumper af zinktagrender i fraktionen af knust beton eller som Zn-holdig maling
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt indhold på 31 til 69 mg/kg Zn i dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultatet for udvaskning af Zn fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på < 0.02 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 0,49 mg/kg (når der ses bort fra enkelte ekstremværdier).
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB, MKV og LKV Jordkvalitetskrit.: 500 mg/kg Afskæringskrit.: 1000 mg/kg Grv.kval.krit.: 0,10 mg/l Laveste krv. overfl.vand: 0,0031 mg/l Udvaskning Kat. 1+2: 0,2 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 3,0 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 2,0 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.).
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke fundet overskridelser for danske prøver. 10% af de hollandske prøver overskrider kriteriet.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Zn er moderat mobilt (K_d ~ 20 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Kun hvis problemet skyldes stumper af zinktagrender.
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Kun hvis problemet skyldes stumper af zinktagrender.
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, både til udvaskning og indhold, da Zn har lave grænseværdier især for overfladevand, og der findes danske udvaskningsgrænseværdier for anvendelse af restprodukter og jor og for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Der findes også jordkvalitetskrav for Zn.
DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011. AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010 MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010 LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)		

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Klorid (Cl^-)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Klorid forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i lave koncentrationer i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der bruges kloridholdige tilslagsmidler, f.eks. visse restprodukter. Normalt vil man minimere indholdet af klorid, blandt andet af hensyn til korrosion af armeringsjern.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, i princippet – det eller eventuelle tilslag vil nok være den primære årsag til et eventuelt forhøjet kloridindhold.
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Nej, der er ikke foretaget målinger af kloridindhold i dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultatet for udvaskning af klorid fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på 24 - 216 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 800 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, AB og VTV Jordkvalitetskrit.: Ingen Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: 250 mg/l (VTV) Laveste krv. overfl.vand: Ingen Udvaskning Kat. 1+2: 300 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 6000 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 550 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.).
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke observeret nogen overskridelser
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Klorid er meget mobilt (K_d ~ 0 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da der findes danske udvaskningsgrænseværdier for klorid for anvendelse af restoprodukter og jord og for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Fluorid (F^-)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Fluorid forekommer naturligt i lave koncentrationer i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i lave koncentrationer i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Næppe relevant
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Nej, der er ikke foretaget målinger af fluoridindhold i dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Der er ikke målt udvaskning af fluorid fra dansk knust beton, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 18 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, LKV og VTV Jordkvalitetskrit.: 20 mg/kg Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: 1,5 mg/l (VTV) Laveste krv. overfl.vand: 0,15* Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Dep. udvaskning inert: 4 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Finland, Frankrig og Holland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, der findes pt. ingen grænseværdi for fluorid.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Fluorid er meget mobilt (K_d ~ 2 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da der findes danske udvaskningsgrænseværdier for fluorid for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald. Desuden findes der udvaskningsgrænseværdier for fluorid ved anvendelse af bygge- og anlægsaffald i bl.a. Østrig, Finland, Frankrig og Holland.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007
*Anvendt ved beregning af grænseværdier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg for inert affald (Hjelmar et al., 2009)

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Sulfat (SO_4^{2-})**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Sulfat forekommer naturligt i råstofferne til cementfremstilling. Det forekommer også i kulflyveaske, som indgår i nogle cementtyper. Derudover kan sulfat blive tilsat under cementproduktionen i form af gips.
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, hvis der f.eks. tilsættes yderligere kulflyveaske.
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Næppe relevant
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, hvis der for eksempel findes rester af gipsplader i betonfraktionen.
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, som bestanddel i cementråvarer og flyveaske
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Nej, der er ikke foretaget målinger af sulfatindhold i dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultatet for udvaskning af sulfat fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på 8.7 - 39 mg/kg, data fra Holland ved L/S = 10 l/kg har givet udvaskning på op til 1800 mg/kg.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, LKV og VTV Jordkvalitetskrit.: Ingen mg/kg Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: 250 mg/l (VTV) Laveste krv. overfl.vand: Ingen Udvaskning Kat. 1+2: 500 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Udvaskning Kat. 3: 8000 mg/kg (L/S = 2 l/kg) Dep. udvaskning inert: 560 mg/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning bl.a. i Østrig, Finland, Frankrig, Tyskland, Holland og Sverige (vejl.).
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er ikke observeret overskridelser af kriteriet.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Sulfat er meget mobilt (K_d ~ 0 l/kg) (Miljøstyrelsen, 2009a).
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Ja, hvis det sikres, at f.eks. gipsplader fjernes fra strømmen af knust beton.
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Ja, hvis et eventuelt gipspladeindhold frasorteres.
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da der findes danske udvaskningsgrænseværdier for sulfat for anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsformåla og for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Total organisk kulstof (TOC)/Opløst organisk kulstof (DOC)**
Potentiale	Kan det indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Eventuelt tilstedeværende organisk kulstof vil blive destrueret under fremstillingen af cementen
	Kan det blive tilsat betonen?	Ja, når der tilsættes organiske additiver, herunder for eksempel olieprodukter eller stivelse
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Har næppe nogen betydning
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, i princippet – urenheder bestående af organisk stof kan øge TOC og DOC..
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, formolier mv. anvendes fortsat
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt et TOC-indhold på 6100 mg/kg på én prøve af dansk knust beton.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Resultatet for udvaskning af DOC fra dansk knust beton med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg) ligger på 15 - 25 mg/kg (2 prøver).
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB og VTV Jordkvalitetskrit.: Ingen Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: 4 mg/l (DOC/NVOC) Laveste krv. overfl.vand: Ingen Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Indhold Kat. 1+2+3: 30000 mg TOC/kg Dep. indhold inert: 30000 mg TOC/kg Dep. udvaskning inert: 50 mg DOC/kg (L/S = 2 l/kg)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. udvaskning i Østrig og Finland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, for der findes ikke nogen kriterier for udvaskning af DOC.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	DOC kan være meget mobilt (K_d ~ 0 l/kg), mens en række specifikke organiske stoffer dog er meget lidt mobile.
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Måske, i det omfang indholdet stammer fra forurening af betonfraktionen med organisk materiale tilhørende andre fraktioner af bygge- og anlægsaffald.
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til udvaskning, da der findes danske udvaskningsgrænseværdier for DOC for modtagelse på deponeringsanlæg for inert affald.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Polychlorerede biphenyler (PCB)**
Potentiale	Kan stoffet indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Nej
	Kan det blive tilsat betonen?	Nej
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Ja, f.eks. som bestanddel af fugemateriale, maling mv.
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, f.eks. som bestanddel af fugemateriale og vindueslim
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ja, ca. 1950 til 1977 i bygninger
	Bruges stoffet stadig?	Nej
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt indhold af PCB (PCB7) på op til 0,31 mg/kg i prøver af dansk knust beton. I knust beton fra Holland er der målt PCB-indhold på op til 2,4 mg/kg
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	På én prøve af dansk knust beton er der målt en udvaskning af PCB7 på < 0,00002 mg/kg med EN 12457-1 (L/S = 2 l/kg).
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Ja
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Ja, i Miljøstyrelsen er tiltag til reduktion af forureningen med PCB højt prioriteret. Mærkeligt nok indgår PCB kun indirekte (i Bilag B) i Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2010).
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB og POP-forordningen
		Jordkvalitetskrit.: Ingen Afskæringskrit.: Ingen Grv.kval.krit.: Ingen Laveste krv. overfl.vand: Ingen Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Indhold Kat. 1+2+3: Ingen Dep. udvaskning inert: Ingen Dep. faststofindh. inert 1 mg/kg
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. til faststofindhold i Belgien, Finland, Frankrig og Tyskland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Der er pt. ingen grænseværdier for PCB i BEK 1662/2010.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	PCB er meget lidt mobilt (K_d > 100/kg) (Hjelmar et al., 2005)
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Ja, formentlig
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Måske, men det vil formentlig være kostbart at fjerne PCB på denne måde
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, som minimum i form af indhold – relevansen af krav til udvaskning bør undersøges nærmere.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007

Knust beton	Stof/stofgruppe	Polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)
Potentiale	Kan stoffet indgå i råvarerne ved cementproduktionen?	Nej
	Kan det blive tilsat betonen?	Næppe
	Kan blive tilført under brugen af betonen?	Ja, f.eks. som en bestanddel i tjære
	Kan det potentielt blive tilført som urenheder i andre fraktioner?	Ja, f.eks. som bestanddele i tjæreholdig asfalt
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Brugen af tjære i asfalt ophørte i 1973
	Bruges stoffet stadig?	Kan stadig optræde som forurening i olie og sod
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt indhold af PAH (16 US EPA) på op til 14 mg/kg og af PAH (5 MST) op til 6.6 mg/kg på dansk knust beton. I knust beton fra Holland er der typisk målt op til ca. 4-5 mg/kg af PAH (10).
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Der er målt en udvaskning af PAH (16 US EPA) på 0,012 mg/kg ved L/S = 2 l/kg (EN 12457-1) på én prøver af dansk knust beton.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgivning?	Ja, bl.a. i DB, LKV og MKV
		Jordkvalitetskrit.: 4 mg/kg (5 MST) Jordkvalitetskrit.: 0,3 mg/kg (benz(a)pyren) Jordkvalitetskrit.: 0,3 mg/kg (dibenz(a,h)anthracen) Afskæringskrit.: 40 mg/kg (5 MST) Afskæringskrit.: 3 mg/kg (benz(a)pyren) Afskæringskrit.: 3 mg/kg (dibenz(a,h)anthracen) Grv.kval.krit.: 0,0001 mg/l (3 MST) Grv.kval.krit.: 0,00001 mg/l ((benz(a)pyren) Grv.kval.krit.: 0,0001 mg/l (fluoranthen) Laveste krv. overfl.vand: 0,0038 mg/l (acenaphthen) Laveste krv. overfl.vand: 0,00013 mg/l (acenaphthylen) Laveste krv. overfl.vand: 0,000012 mg/l (benz(a)anthracen) Laveste krv. overfl.vand: 0,00000014 mg/l (dibenz(a,h)anthracen) Laveste krv. overfl.vand: 0,12 mg/l (methylnaphthalener) Laveste krv. overfl.vand: 0,0013 mg/l (phenanthren) Laveste krv. overfl.vand: 0,0001 mg/l (anthracen) Laveste krv. overfl.vand: 0,0012 mg/l (naphthalen) Laveste krv. overfl.vand: 0,00005 mg/l (benz(a)pyren Laveste krv. overfl.vand: 0,00003 mg/l (benz(b+k)fluoranthen Laveste krv. overfl.vand: 0,000002 mg/l (benz(g,h,i)perylen + indeno(1,2,3-cd)pyren Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Dep. indhold inert: 4 mg/kg (MST 5) Dep. indhold inert: 0,5 mg/kg (naphthatlen)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. faststofindhold i Østrig, Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland og Sverige.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, der findes ikke udvaskningskrav for PAH. Mindst 50% af de hollandske prøver og ca. 10% af prøverne fra Danmark og Belgien overskrider jordkvalitetskkriteriet for benz(a)pyren.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Naphthalen er ret mobilt (K_d ~ 0,5 l/kg)*, mens de øvrige PAH'er langt mindre mobile (f.eks. Kd ~ 40 l/kg for fluoranthen)*.

Knust beton	**Stof/stofgruppe**	**Polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)**
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Næppe
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Ja, formentlig, hvis det sikres, at "gammel" asfalt ikke blandes i betonfraktionen.
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, i hvert fald til indhold, da der findes jordkvalitetskriterier for PAH'er.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011.
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007
*Anvendt ved beregning af forslag til grænseværdier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg for inert affald (Hjelmar et al., 2005)

Knust beton	Stof/stofgruppe	Kulbrinter
Potentiale	Kan stoffet indgå i råvarerne ved cement-produktionen?	Nej
	Kan det blive tilsat betonen?	Næppe
	Kan blive tilført under brugen af beto-nen?	Ja, f.eks. som formolier
	Kan det potentielt blive tilført som uren-heder i andre fraktioner?	Vides ikke
	Er stoffet brugt i en bestemt tidsperiode?	Ikke relevant
	Bruges stoffet stadig?	Ja, men mineralsk olie erstattes i vidt omfang af plante-baserede olier
	Er der målt indhold af stoffet i knust beton?	Ja, der er målt indhold af C6 – C35 på op til 300 mg/kg i dansk knust beton. I knust beton fra Holland er der typisk målt op til ca. 390 mg/kg af mineralolie.
	Er der målt udvaskning af stoffet fra knust beton?	Der er målt en udvaskning af C6-C35 på 0,19 mg/kg ved L/S = 2 l/kg (EN 12457-1) på én prøver af dansk knust beton.
Regulering og risiko	Omfattes det af POP-forordningen/Stockholm-konventionen?	Nej
	Er stoffet på anden måde identificeret af Miljøstyrelsen som uønsket?	Nej
	Er stoffet reguleret i dansk miljølovgiv-ning?	Ja, bl.a. i DB, LKV og MKV Jordkvalitetskrit.: 25 mg/kg (C6-C10) Jordkvalitetskrit.: 40 mg/kg (C10-C15) Jordkvalitetskrit.: 55 mg/kg (C15-C20) Jordkvalitetskrit.: 100 mg/kg (C20-C35) Jordkvalitetskrit.: 100 mg/kg (C6-C35) Afskæringskrit.: 300 mg/kg (C20-C35) Grv.kval.krit.: 9 mg/l (C6-C35) Laveste krv. overfl.vand: Ingen Udvaskning Kat. 1+2: Ingen Udvaskning Kat. 3: Ingen Dep. indhold inert: 150 mg/kg (C6-C40)
	Er stoffet reguleret i andre EU-landes lovgivning om anvendelse af B&A-affald?	Ja, mht. faststofindhold i Belgien, Finland, Frankrig, Tyskland og Tyskland.
	Overskrider stoffet grænseværdien for Kat 1+2 for stofudvaskning i BEK 1662/2010?	Nej, der findes ikke grænseværdier for udvaskning af kulbrinter.
	Er stoffet mobilt i jord og grundvand?	Kulbrinterne er generelt ikke ret mobile, f.eks. er K_d > 100 l/kg* for såvel dekan som pentadekan. Mobiliteten aftager generelt med antallet af C-atomer.
Potentielle tiltag	Kan indholdet i knust beton reduceres ved selektiv nedrivning/andre opstrøms tiltag?	Måske
	Kan indholdet i knust beton reduceres ved forbedret sortering?	Næppe
Vurdering	Bør der fastlægges krav til knust beton med hensyn til indhold/udvaskning af stoffet? Andre krav?	Ja, til indhold, da der findes jordkvalitetskriterier og krav til faststofindhold ved deponering af inert affald. Det kan overvejes, om der på længere sigt også skal opstilles kriterier for stofudvaskning.

DB: Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 719/2011
AB: Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter, jord og bygge- og anlægsaffald, BEK 1662/2010
MKV: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder mv., BEK 1022/2010
LKV: Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenet jord og kvalitetskriterier for drikkevand (MST, 2010)
VTV: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, BEK 1449/2007
*Anvendt ved beregning af grænseværdier for modtagelse af affald på deponeringsanlæg for inert affald (Hjelmar et al., 2009)

Forurenende stoffer i beton og tegl

Danmark genanvender meget store mængder beton og tegl fra renovering og nedrivning af bygninger og anlæg. Genanvendelsen finder primært sted i form af nedknust beton og tegl som erstatning for naturlige materialer i vejkasser, fundamentpuder mm. Der er derfor behov for viden om, hvorvidt miljøfremmede stoffer i beton og tegl kan udgøre et miljøproblem ved genanvendelsen. Denne rapport omhandler forekomst af mulige forurenende stoffer i beton og tegl samt relevante affaldsfraktioner, der kan forekomme sammen med nedknust beton- og teglaffald. I rapporten ses på de forurenende stoffers miljøegenskaber, herunder udvaskning, og der gives forslag til prioritering af stofferne i forhold til sandsynligheden for, at de udgør et miljøproblem ved genanvendelse af affaldet. Rapporten peger på, at der bør gennemføres en undersøgelse af et repræsentativt udsnit af dansk knust beton og tegl for at belyse den konkrete forekomst og udvaskning af indholds- og tilsætningsstoffer under danske forhold. Rapporten indeholder endvidere forslag til metode for fastsættelse af kvalitetskrav for udvalgte stoffer i beton- og teglaffald.

Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www. mst.dk