



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Terrestrisk risiko- vurdering af pro- blematiske stoffer i nedknust asfalt, beton og tegl

Miljøprojekt nr.
2069

Februar 2019

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Jesper Kjølholt og Niels Peter Arildskov, COWI A/S

John Jensen, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet (DCE)

Erik Aagaard Hansen, Aagaard Consulting Hydrology & Environment

ISBN: 978-87-7038-044-7

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 synspunter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Forord

Dette projekt om vurdering af risikoen for effekter på terrestriske organismer ved nyttiggørelse af asfalt, beton og tegl uden for egentlige vejanlæg er det seneste i en række af projekter i Miljøstyrelsens regi inden for dette emneområde. Projekterne er igangsat i medfør af Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018 samt Handlingsplan for håndtering af PCB i bygninger, som sigter efter en bedre kvalitet i genanvendelsen af bygge- og anlægsaffald.

I to af de foregående projekter er indholdet af problematiske kemiske stoffer i asfalt, beton og tegl fra bygge- og anlægsarbejder, herunder nedrivningsarbejder, blevet belyst i litteraturstudier (hhv. Miljøprojekt nr. 1576 (2014) for asfalt og Miljøprojekt nr. 1806 (2015) for beton og tegl). Der er desuden gennemført tre projekter, hvor der er udført kemiske analyser af indholdsstoffer og udført forskellige test af stofudvaskning fra materialerne samt foretaget beregninger af spredning til grundvand og overfladevand (Miljøprojekt nr. 1731 (2015) for asfalt og Miljøprojekt nr. 1991 (2018) samt Miljøprojekt nr. 2055 (2018) for beton og tegl).

I nærværende projekt er fokus på de mulige effekter af udvaskede stoffer på terrestriske organismer ved de påtænkte former for nyttiggørelse af asfalt, beton og tegl, men der er tillige beregnet og vurderet udvaskning af et antal tilsætningsstoffer, der specifikt anvendes i beton.

Projektet er gennemført i et samarbejde mellem COWI A/S, Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet (DCE) og Aagaard Consulting Hydrology & Environment i perioden september 2018 til december 2018.

Projektet er blevet fulgt af en styregruppe bestående af:

Lene Gravesen, Miljøstyrelsen (formand)
Pernille Steenkær Munch, Miljøstyrelsen
Ian Henning Clausen, Miljøstyrelsen
Jesper Kjølholt, COWI
John Jensen, DCE (AU)

Endvidere har der til projektet været knyttet en følgegruppe bestående af:

Lene Gravesen, Miljøstyrelsen Cirkulær Økonomi & Affald (formand)
Pernille Steenkær Munch, Miljøstyrelsen Kemikalier
Ian Henning Clausen, Miljøstyrelsen Kemikalier
Peter Arevad, Norrecco
Walter Brusch, Danmarks Naturfredningsforening
Jonny Christensen, Københavns Kommune
Jesper Sand Damtoft, Aalborg Portland
Jette Bjerre Hansen, DAKOFA
Gunvor Marie Kirkelund, DTU BYG
Jens Arre Nord, RGS90
Finn Thøgersen, Vejdirektoratet
Thomas Uhd, Dansk Beton
Niels Remtoft, Dansk Affaldsforening
Ole Hjelmar, Danish Waste Solutions
John Jensen, Institut for Bioscience (DCE), Aarhus Universitet
Jesper Kjølholt, COWI A/S (projektleder)

Indhold

Forord	3
Sammenfatning	6
English Summary	9
1. Introduktion	12
1.1 Baggrund	12
1.2 Formål	12
1.3 Afgrænsning af projektet	13
1.3.1 Udvalgelse af stoffer til nærmere vurdering	13
2. Metode for økotoxikologisk vurdering	15
2.1 Indledning	15
2.2 Dataindsamling og -grundlag	15
2.2.1 Økotoxikologiske data	15
2.2.2 Eksponeringsdata	16
2.3 Fastsættelse af nul-effekt-koncentrationer	16
2.4 Fastsættelse af PNEC-værdier	17
2.4.1 Fastsættelse af PNEC i den Europæiske Union	17
2.4.2 Fastsættelse af kriterier for jord i udvalgte lande	20
2.5 Fastsættelse af eksponeringskoncentrationer	21
2.6 Risikovurdering	23
3. PNEC-værdier for problematiske stoffer	24
3.1 Oversigt over vurderede stoffer	24
3.2 PNEC-værdier	24
3.2.1 Oversigt over internationale jordkvalitetsstandarder	24
3.2.2 Arsen	26
3.2.3 Barium	26
3.2.4 Cadmium	27
3.2.5 Chrom	27
3.2.6 Kobber	28
3.2.7 Kviksølv	28
3.2.8 Mangan	29
3.2.9 Molybdæn	29
3.2.10 Nikkel	30
3.2.11 Bly	30
3.2.12 Selen	31
3.2.13 Zink	31
3.2.14 Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH)	32
3.2.15 Decan	34
3.2.16 Pentadecan	35
3.2.17 PCB	36
3.2.18 Lignosulfonater	36
3.2.19 Sulfonerede naphthalenforbindelser	37

3.2.20	Kolofonium	37
3.2.21	Thiocyanater	38
3.2.22	Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater	39
3.2.23	Isothiazolinoner (MIT og MCIT)	39
3.3	Diskussion	40
4.	Eksponeringsvurdering	42
4.1	Eksponering ved nyttiggørelse af asfalt	42
4.2	Eksponering ved nyttiggørelse af beton og tegl	43
4.3	Eksponering for betontilsætningsstoffer	44
5.	Terrestrisk risikovurdering	45
5.1	Vurdering af risiko for terrestriske organismer, asfalt	45
5.2	Vurdering af risiko for terrestriske organismer, beton/tegl	46
5.3	Vurdering af risiko for terrestriske organismer, betontilsætningsstoffer	48
6.	Udvaskning af betontilsætningsstoffer	49
6.1	Metode og forudsætninger	49
6.1.1	Tilsætningsstoffer, der er vurderet	49
6.1.2	Fastsættelse af beregningsparametre	49
6.1.3	Beregning af ligevægtskoncentrationer	52
6.1.4	Beregningsscenarier	53
6.1.5	Beregningsmetode	54
6.2	Resultater af udvaskningsberegningerne	57
6.2.1	Scenarie 1.2 (vej)	57
6.2.2	Scenarie 2.1 (sti)	57
6.2.3	Scenarie 5.2 (plads)	57
6.3	Diskussion	58
7.	Sammenfatning og konklusioner	61
7.1	Anvendt metode	61
7.1.1	Bestemmelse af miljøeksponering	61
7.1.2	Bestemmelse af økotoksikologiske nul-effekt niveauer	61
7.1.3	Økotoksikologisk risikovurdering	62
7.2	Terrestrisk økotoksikologisk vurdering	62
7.3	Udvaskning af betontilsætningsstoffer	63
8.	Anvendte forkortelser	65
9.	Referencer	66

Sammenfatning

Projektets overordnede baggrund er formuleret i Ressourcestrategi I og i Handlingsplan for håndtering af PCB i bygninger, hvoraf det fremgår, at der ønskes en bedre kvalitet af genanvendeligt bygge- og anlægsaffald. Dette skal bl.a. opnås ved at reducere uacceptabel spredning af problematiske stoffer til miljøet og samtidig opretholde en høj genanvendelsesgrad. For at tjene det formål ønskes etableret et bedre fagligt grundlag for håndtering/regulering af materialenyttiggørelse af bygge- og anlægsaffald, og Miljøstyrelsen har allerede fået gennemført en række projekter om problematiske stoffer i asfalt, beton og tegl netop med dette formål.

Formål og omfang

Det overordnede sigte med nærværende projekt er, som de foregående, at bidrage til den faglige vidensopbygning forud for en eventuel revision af de eksisterende regler om nyttiggørelse af asfalt, beton og tegl i bygge- og anlægsprojekter. Projektets konkrete formål og hovedopgaver har været følgende:

- at afklare om nyttiggørelse af nedknust asfalt, beton og blandinger af beton og tegl uden for egentlige vejanlæg indebærer en risiko for uacceptable effekter på terrestriske organismer som følge af udvaskning af problematiske stoffer,
- at belyse separat om en række organiske tilsætningsstoffer, der anvendes i beton, kan indebære en risiko for uacceptabel udvaskning til grund- og overfladevand samt for uacceptabel påvirkning af terrestriske organismer.

Projektet har fokuseret på ovenstående for følgende tre nyttiggørelsesscenarier:

- Cykel-/gangsti uden eller med dårlig vedligeholdt belægning,
- plads uden belægning, og
- mark-/sommerhusvej uden eller med dårlig vedligeholdt belægning.

Økotoksikologiske vurderinger i projektet er foretaget for følgende stoffer i nedknust asfalt, beton og tegl, der i de foregående projekter er identificeret som potentielt problematiske:

- Uorganiske stoffer (metaller/metalloider): Arsen, barium, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel, bly, selen, zink
- Organiske stoffer: Decan og pentadecan (indikatorer for C₁₀-C₂₀ kulbrinter), benzo(a)pyren, benzo(a,h)anthracen og fluoranthen (indikatorer for PAH) og PCB28 (indikator for PCB)
- Udvalgte organiske betontilsætningsstoffer: Lignosulfonater, sulfonerede naphthalenforbindelser, kolofonium (vinsol-resin), thiocyanater, sulfonerede melamin-formaldehydkondensater, methylisothiazolinon (MIT) og methylchlorisothiazolinon (MCIT).

Metode

Metodemæssigt hviler projektet på to hovedelementer, i) bestemmelse af de potentielt problematiske stoffers koncentrationer i grundvand og jordmiljø og ii) stoffernes økotoksikologiske egenskaber og mulige risiko for terrestriske organismer.

Eksposeringen af organismer i jordmiljøet er for de fleste stoffer bestemt ved at anvende resultaterne af de udvaskningsforsøg og modelberegninger, der er foretaget i forbindelse med de foregående miljøprojekter inden for emneområdet (nr. 1731 (2015), nr. 1991 (2018) og 2055 (2018)). Disse resultater har givet dels de maksimale udvaskningskoncentrationer ved selve forureningskilden (det nedknuste materiale hhv. asfalt og beton) og dels de forventede koncentrationer i det øverste grundvand i forskellige afstande fra forureningskilden (0, 10, 30 og 100 meter) ved de tre udvalgte nyttiggørelsesscenarier, beregnet med modelværktøjet MIKE SHE.

Herudfra er den resulterende koncentration i jordmiljøet (PEC, Predicted Environmental Concentration, estimeret for de enkelte stoffer. Dog har det på grund af datamangel ikke været muligt at bestemme realistiske værdier for udvaskning af betontilsætningsstofferne. Dermed har der heller ikke kunnet beregnes PEC-værdier til brug for terrestrisk risikovurdering af disse stoffer.

De økotoxikologiske egenskaber, hvorudfra forventede nul-effekt niveauer i jordmiljøet (PNEC, Predicted No-Effect Concentration) beregnes, er for flertallet af de undersøgte stoffer, primært metallerne, fastsat ud fra eksisterende PNEC-værdier eller jordkvalitetskriterier publiceret i den internationale litteratur. For et antal af de organiske stoffer, heriblandt betontilsætningsstofferne, har sådanne værdier/kriterier ikke foreligget og for disse stoffer er der derfor beregnet PNEC-værdier i overensstemmelse med gældende EU-guidelines.

Selve risikoanalysen i projektet er baseret på internationalt accepterede principper, som bl.a. bruges i EU i risikovurderingen af miljøfarlige stoffer under kemikalielovgivningen REACH. Denne tilgang baserer sig for hvert stof på en sammenligning mellem forventet eksponering (PEC) og et beskyttelsesniveau for jordlevende organismer, hvor der ikke forventes (uacceptable) effekter, populært kaldet nul-effekt koncentration (PNEC). Risikoen bedømmes ud fra, om risikokvotienten PEC/PNEC er større eller mindre end 1.

De forslåede PNEC-værdier vurderes at være de bedste og mest realistiske bud i den aktuelle sammenhæng, men det skal understreges, at det inden for rammerne af nærværende projekt ikke har været muligt validere data i tilstrækkeligt omfang til, at værdierne kan benyttes som generelle jordkvalitetskriterier.

Økotoxikologisk vurdering

Der er i projektet fastsat PNEC-værdier for 10 metaller og 9 indikatorstoffer for oliekuibrinter, tjærestoffer (PAH) og polychlorerede biphenyler (PCB) samt for 6 organiske betontilsætningsstoffer.

Eksposeringen af det terrestriske miljø er bestemt særskilt for nedknust asfalt og nedknust beton anvendt i de ovennævnte tre udvalgte nyttiggørelsesscenarier (forureningskilder). Pladsscenarioet indebærer langt den største overflade og mængde af materiale, og deraf følgende meget højere koncentrationer af stofferne i forskellige afstande fra forureningskilden, end de to andre scenarier.

Vurderingen af risiko for terrestriske organismer er derfor først foretaget for pladsscenarioet da risikoen i de to andre scenarier vil være lavere. Hvis risikoen i pladsscenarioet vurderes som acceptabel, dvs. PEC/PNEC <1, vil risikoen i de to andre således også være acceptabel.

I pladsscenarioet er det for alle 10 metaller og begge materialetyperne, asfalt og beton/tegl, fundet, at risikokvotienten PCE/PNEC i alle afstande fra forureningskilden i pladsscenarioet er lavere end 1. Risikoen for økotoxikologiske effekter som følge af stofudvaskning kan derfor betragtes som lav i alle tre vurderede nyttiggørelsesscenarier for både asfalt og beton/tegl.

For de fleste, men ikke alle de vurderede metaller er risikokvotienten PEC/PNEC lidt højere for udvaskning fra beton/tegl end for asfalt. Den er højest for chrom med 0,76 og kviksølv med

0,11, mens alle øvrige PEC/PNEC-værdier for metaller i beton er lavere end 0,1. For asfalt er alle PEC/PNEC-værdier lavere end 0,1 idet dog værdien for kviksølv kun kan angives som <0,28 fordi stoffet med analysemetodens detektionsgrænse ikke kunne påvises i nogen prøve.

For de vurderede oliekulbrinter (decan og pentadecan) og tjærestoffer (PAH) er det for alle stofferne fundet, at risikokvotienten PEC/PNEC på basis af stofkoncentrationen allerede i det udsivende vand er betydeligt lavere end 1 og dermed, at risikoen for uacceptable økotoxikologiske effekter i det terrestriske miljø forårsaget af udvaskning af disse stoffer er meget lav.

PCB er kun relevant for nedknust beton og tegl. PCB er en gruppe af organiske kemiske stoffer med (meget) lav mobilitet i jord, og med en detektionsgrænse på 0,12 µg/kg ts er der i de tidligere udførte udvaskningstest ikke påvist indhold af nogen af de syv standard PCB'er, der benyttes i EU til miljømæssig karakterisering og risikovurdering. Detektionsgrænsen er en smule lavere end PNEC for direkte effekter af PCB (0,16 µg/kg ts), men 7-8 gange højere end den PNEC for PCB, der også inkluderer risiko for fødekædeeffekter (0,016 µg/kg ts). Da der imidlertid ikke har kunnet påvises udvaskning af PCB fra selve forureningskilden (den nedknuste beton og tegl), og betydelig tilbageholdelse og fortynding af stoffet i jordmatricen kan forventes, vurderes PCB ikke at udgøre nogen risiko af betydning i forhold til effekter på terrestriske organismer ved de vurderede anvendelser.

Hvad angår betontilsætningsstofferne har det ikke været muligt inden for rammerne af dette projekt at fastsætte valide eksponeringskoncentrationer, der har kunnet lægges til grund for en risikovurdering. Det skyldes, at det i de tidligere udførte projekter ikke har været muligt at få udført analyser for betontilsætningsstoffer, hvorfor der ikke for disse stoffer er udført de udvaskningstest, som er nødvendige for at kunne fastsætte kildestyrken. I dette projekt er der derfor kun modelleret relative fortyndinger af stofferne i stigende afstand fra en kilde af ukendt styrke, ikke koncentrationer i absolutte tal. Startkoncentrationen af stofferne er således ukendt, men vurderes at være meget lavere end de ligevægtskoncentrationer, der er beregnet. Ligevægtskoncentrationen afspejler ikke, at afgivelsen af et stof fra et materiale sker langsomt, og at en ligevægstilstand derfor aldrig vil blive opnået i virkeligheden.

Det skal yderligere bemærkes, at de udvalgte betontilsætningsstoffer kun benyttes i en mindre eller endda kun lille del af al den beton, der produceres (10% eller lavere). Ud fra en gennemsnitsbetragtning vil kildestyrken i de forskellige scenarier for nyttiggørelse således blive overestimeret meget betydeligt, hvis det for betontilsætningsstofferne antages, at de forekommer i alt det udlagte materiale, sådan som det er antaget for de øvrige stoffer i projektet (på baggrund af testresultater). På det foreliggende, spinkle grundlag vurderes det som usandsynligt, at de reelle udvaskningskoncentrationer af betontilsætningsstoffer skulle nå kritiske niveauer i forhold til grundvand såvel som det terrestriske miljø.

Konklusion

Der er med udgangspunkt i tre udvalgte nyttiggørelsesscenarier for nedknust asfalt, beton og tegl uden for egentlige vejanlæg foretaget en vurdering af risikoen for økotoxikologiske effekter af en række problematiske stoffer på terrestriske organismer. Der er ikke for nogen af de vurderede stoffer fundet at være nogen risiko af betydning, heller ikke i det mest kritiske nyttiggørelsesscenarie for både asfalt og beton, en plads uden belægning. For en række betontilsætningsstoffer er denne vurdering dog kun kvalitativ og foretaget på et meget spinkelt grundlag.

English Summary

The background for the project is the Danish Resource Strategy I and the Action Plan for management of PCB in buildings, from which it appears that a higher quality of recyclable building-/construction waste is desired. This goal shall be obtained by, among others, reducing unacceptable dispersal of problematic substances to the environment while at the same time maintaining a high degree of recycling.

To serve this purpose a better technical foundation for management and regulation of utilization of building-/construction waste is required and a number of projects concerning problematic substances in such waste (asphalt and concrete) have already been initiated by the Danish Environmental Protection Agency (DEPA), and are all completed by now.

Objectives and scope

The wider perspective of this project is to contribute to the ongoing technical knowledge building prior to a possible revision of the existing regulation of utilization of asphalt, concrete and brick/tile waste from construction or demolition projects. The specific objectives and main issues to be addressed in the project are the following:

- to assess if utilization of crushed asphalt, concrete and/or bricks/tile for non-traditional road construction implies a risk of unacceptable effects on terrestrial organisms due to leaching of problematic chemical substances, and
- to assess separately if a number of organic substances used as additives in concrete imply a risk of unacceptable leaching to ground- and surface water and/or unacceptable effects on terrestrial organisms when utilized for non-traditional road construction purposes.

The project has focused on the following three utilization scenarios:

- bicycle-/pedestrian path without paving or with severely degraded paving,
- square/parking lot without paving, and
- field-/residential area road without paving or with severely degraded paving.

Ecotoxicological assessments have been carried out for the following substances in crushed asphalt, beton and bricks identified as potentially problematic in the previous DEPA projects:

- Inorganic substances (metals/metalloids): arsenic, barium, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead, selenium.
- Organic substances: Decane and pentadecane (indicators of C₁₀-C₂₀ hydrocarbons), benzo(a)pyrene, benzo(a,h)anthracene and fluoranthene (PAH indicators) and PCB28 (PCB indicator).
- Selected organic concrete additives: Lignosulfonates, sulfonated naphthalene compounds, colofonium (vinsol-resin), thiocyanates, sulfonated melamine-formaldehyde condensates, methylisothiazolinone (MIT) and methylchloroisothiazolinone (MCIT).

Methodology

Methodologically, the project has two cornerstones, i) determination of the concentrations of

the potentially problematic substances in groundwater and in the terrestrial environment, and ii) the ecotoxicological properties of the substances and possible risk to terrestrial organisms.

For most of the substances, the exposure of organisms in the soil environment has been determined by using the results of the leaching tests and model calculations carried out in the previous projects within this field (DEPA environmental projects no. 1731 (2015), no. 1991 (2018) and no. 2055 (2018)). These results have partly provided the maximum leaching concentrations at the pollution source (the crushed material; asphalt or concrete) and partly the expected concentrations in shallow groundwater at different distances from the pollution source (0, 10, 30 and 100 m) for the three selected utilization scenarios, calculated by the model tool MIKE SHE.

Based on this, the resulting concentration (PEC; Predicted Environmental Concentration) in the soil environment (top soil) was estimated for each of the substances. However, due to lack of data it was not possible to determine realistic values for the leaching of the organic concrete additives and, hence, it has not been possible to determine PEC values for a terrestrial risk assessment of these substances either.

The ecotoxicological properties, based on which no-effect concentrations (PNEC; Predicted No-Effect Concentrations) are calculated, were for the majority of the substances established on basis of existing PNEC values or soil quality criteria/standards published in the international literature. For a number of substances, however, such criteria or values were not available and instead PNEC values for these substances were calculated in accordance with current EU guideline procedures and criteria.

The risk analysis in the project is based on internationally accepted principles, which, among others, are used in the EU for risk assessment of chemical substances under the common chemical regulation (REACH). This approach implies for each substance a comparison of the expected environmental exposure (PEC) and a protection level for soil organisms where no effects of significance are anticipated, the PNEC (Predicted No-Effect Concentration). Thus, if the risk quotient $PEC/PNEC < 1$, the risk of negative biological effects is considered insignificant.

The PNEC-values proposed in this project are considered to be the best and most realistic values in the current context. However, it must be emphasized that within the framework of this project it has not been possible to identify, assess and validate data sufficiently to allow the PNEC values to be used as general soil quality criteria.

Ecotoxicological assessment

$PNEC_{soil}$ values have been established for 10 metals and for 9 substances being indicators of petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB, respectively as well as for 6 organic concrete additives. The exposure of the terrestrial environment to these substances has been determined for crushed asphalt and for crushed concrete and tile in the three selected utilization scenarios (pollution sources). The square/parking lot scenario implies by far the largest surface and mass of material used and consequently it also results in much higher concentrations at different distances from the pollution source than the two other scenarios.

For this reason, the assessment of risk to terrestrial organisms was made first for the square/parking lot scenario as this was considered worst case. I.e. if the risk assessed in the square/parking lot scenario is found to be acceptable, i.e. $PEC/PNEC < 1$, this will also be the case in the two other selected utilization scenarios.

In the square/parking lot scenario, the $PEC/PNEC$ ratio for all metals and both materials (asphalt and concrete/tile) was found to be below 1 at all distances from the pollution source. The

risk of unacceptable effects as a result of exposure to leached substances is therefore regarded as low in all three utilization scenarios. For most, but not all, of the metals the PEC/PNEC ratio is slightly higher for leaching from concrete/tile than from asphalt, and highest for chromium and mercury (0.76 and 0.11, respectively) while all other PEC/PNECs are less than 0.1. For asphalt, all PEC/PNECs are below 0.1. For mercury, however, an exact PEC value could not be established as the concentration was below the detection limit in the chemical analysis. Therefore, the PEC/PNEC ratio for this metal could only be set at <0.28.

With regard to the assessed indicators of petroleum hydrocarbons and PAHs, the PEC/PNEC ratio was significantly below 1 already in the leachate from the asphalt or concrete/tile and, hence, the risk of unacceptable ecotoxicological effects due to leaching of these substances is assessed to be very low.

PCB is only relevant to assess in relation to utilization of crushed concrete and tile. PCB is a group of organic substances with (very) low mobility in soil, and with a detection limit of 0,12 µg/kg dw none of the seven standard PCBs used in the EU for environmental risk assessment were observed in any of the samples investigated in leaching tests. The detection limit is slightly lower than the PNEC for direct effects of PCBs (0,16 µg/kg dw), but 7-8 times higher than the PNEC that also includes risk of foodchain effects (0,016 µg/kg dw). However, as none of the studied PCBs were detectable even at the source of pollution (the concrete itself) and significant retardation and dilution of the substances in the leachate plume is anticipated, PCBs released due to utilization of crushed concrete are assessed not to constitute a risk of any significance in relation to effects on terrestrial organisms.

When the concrete additives are concerned, it has not within the framework of this project been possible to establish the necessary exposure concentrations (PEC values) to render a risk assessment possible. The reason for this is that in the previous projects it was not possible to establish a reliable analytical methodology for conducting the chemical characterisation and leaching tests for these substances, which are necessary to determine the magnitude of the pollution source. Consequently, in this project it has only been possible to calculate the relative dilution of the substances at different distances from a source of unknown strength, not concentrations in absolute figures. I.e. the start concentrations of the concrete additives are not known but are anticipated to be much lower than the estimated equilibrium concentrations between water and soil. The equilibrium concentration does not reflect the fact that release of a substance from a material (in this case concrete) due to leaching takes place slowly and, hence, that equilibrium will never be achieved under environmentally realistic conditions.

Further, it should be noted that the studied concrete additives are only used in a limited or small fraction of all the concrete being produced in Denmark (10% or less). Therefore, on the average, the magnitude of the pollution source will be overestimated considerably in the different utilization scenarios if it is presumed that the concrete additives occur in all the utilized crushed concrete (as it is presumed for the metals based on analytical results). It is therefore considered unlikely that the true leaching concentrations of the concrete additives should reach critical levels in groundwater or in the terrestrial environment.

Conclusion

With three selected scenarios for utilization of crushed asphalt, concrete and/or bricks/tile for non-traditional road construction purposes as starting point, an assessment of the risk of ecotoxicological effects of several potentially problematic chemical substances on terrestrial organisms has been carried out. No risk of significance has been found for any of the studied substances, not even in the most critical utilization scenario; a square/parking lot without paving. However, for a number of organic concrete additives the assessment is only qualitative and made on basis of very few data.

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Projektets overordnede baggrund er formuleret i Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018 (Ressourcestrategi I) og i Handlingsplan for håndtering af PCB i bygninger, om at opnå en bedre kvalitet af genanvendeligt bygge- og anlægsaffald. Dette skal bl.a. opnås ved at reducere uacceptabel spredning af problematiske stoffer til miljøet og samtidig opretholde en høj genanvendelsesgrad.

Det følger af de nævnte planer, at der skal etableres et fagligt grundlag for håndtering/regulering af materialenyttiggørelse af bygge- og anlægsaffald. Miljøstyrelsen har derfor allerede fået gennemført en række projekter om problematiske stoffer i asfalt, beton og tegl, som netop har til formål at bidrage til den ønskede udbygning af det faglige grundlag på området. Resultaterne heraf forventes benyttet i forbindelse med overvejelserne om revision af de eksisterende regler om nyttiggørelse af asfalt, beton og tegl i bygge- og anlægsprojekter.

Det aktuelt udbudte projekt vil indgå i den nævnte række af projekter om asfalt, beton og tegl ved at bibringe viden og vurderinger om de mulige konsekvenser for det terrestriske miljø ved at nyttiggøre disse materialer uden for egentlige vejanlæg samt om risikoen for uacceptabel udvaskning af tilsætningsstoffer i beton.

1.2 Formål

Projektets overordnede sigte er at bidrage til den faglige vidensopbygning, der skal lægges til grund for en revision af de eksisterende regler om nyttiggørelse af asfalt, beton og tegl i bygge- og anlægsprojekter. Projektets konkrete formål er følgende:

- at afklare om nyttiggørelse af nedknust asfalt til en række formål uden for egentlige vejanlæg indebærer en risiko for uacceptable effekter på terrestriske organismer på grund af udvaskning af problematiske stoffer,
- tilsvarende at afklare for beton og blandinger af beton og tegl om udvaskning af problematiske stoffer fra disse materialer i forbindelse med nyttiggørelse til en række formål uden for egentlige vejanlæg indebærer en risiko for uacceptable effekter på terrestriske organismer,
- at afklare om en række organiske tilsætningsstoffer, der anvendes i beton, kan indebære en risiko for uacceptabel udvaskning til grund- og overfladevand ved nyttiggørelse af nedknust beton til en række formål uden for egentlige vejanlæg
- at afklare om udvaskning af sådanne tilsætningsstoffer til beton indebærer en risiko for uacceptabel påvirkning af terrestriske organismer ved nyttiggørelse til en række formål uden for egentlig vejanlæg.

De nævnte "formål uden for egentlige vejanlæg" er til projektet defineret som tre af de nyttiggørelsesscenarier, der er undersøgt i de tidligere miljøprojekter:

- Cykel-/gangsti uden eller med dårlig vedligeholdet belægning,
- plads uden belægning, og
- mark-/sommerhusvej uden eller med dårlig vedligeholdet belægning.

1.3 Afgrænsning af projektet

Grundlæggende omfatter projektet to hovedopgaver:

- Økotoxikologiske risikovurderinger for terrestriske organismer, der kan blive eksponeret for problematiske stoffer i neddelt asfalt, beton og tegl ved nyttiggørelse uden for egentlige vejanlæg (udvalgte scenarier), og
- vurdering af risiko for uacceptabel udvaskning af organiske tilsætningsstoffer i beton ved nyttiggørelse af nedknust beton uden for egentlige vejanlæg (samme udvalgte scenarier som ovenfor).

De problematiske stoffer, Miljøstyrelsen har ønsket risikovurderet ift. effekter på terrestriske organismer, kan inddeles i tre overordnede grupper:

- Problematiske stoffer i nedbrudt asfalt, der nyttiggøres uden for egentlige vejanlæg, som identificeret i hhv. Miljøprojekt nr. 1576 (2014) og Miljøprojekt nr. 1731 (2015).
- Problematiske stoffer i nedknust beton eller beton/tegl, der nyttiggøres uden for egentlige vejanlæg, som identificeret i hhv. Miljøprojekt nr. 1806 (2015), Miljøprojekt nr. 1991 (2018) og miljøprojekt 2055 (december 2018).
- Problematiske tilsætningsstoffer/-stofgrupper i nedknust beton, der nyttiggøres uden for egentlige vejanlæg, som identificeret i Miljøprojekt nr. 1991 (2018).

Det bemærkes, at der er et betydeligt overlap mellem de stoffer, der beskrives og vurderes i de nævnte rapporter, særligt hvad angår metaller og andre uorganiske stoffer.

Som datagrundlag vedrørende mængder og anvendelser af neddelt asfalt/beton/tegl, deres indhold af problematiske stoffer, kildestyrker og udvaskning etc. benyttes de oplysninger, der findes i de nævnte, tidligere miljøprojekter, dvs. der udføres ikke selvstændig datasøgning for disse i nærværende projekt.

De økotoxikologiske risikovurderinger såvel som udvaskningsberegningerne for tilsætningsstoffer til beton foretages for følgende af Miljøstyrelsen udpegede anvendelsesscenarier for neddelt asfalt/beton/tegl, der alle har indgået i de tidligere projekter:

- Cykel-/gangsti uden eller med dårlig vedligeholdet belægning (scenarie C / 2.1),
- plads uden belægning (scenarie E / 5.2), og
- mark-/sommerhusvej uden eller med dårlig vedligeholdet belægning (scenarie G / 1.2).

1.3.1 Udvalgelse af stoffer til nærmere vurdering

De potentielt problematiske stoffer, der er undersøgt i de tidligere miljøprojekter, er indledningsvis i projektet blevet screenet med henblik på at afgøre, om nogle af stofferne ud fra en faglig bedømmelse kunne udelades i det videre arbejde med vurdering af effekter på terrestriske organismer hhv. uacceptabel udvaskning til grund- og overfladevand.

Ved screeningen er der set på resultaterne af hhv. batchudvaskningsforsøg og kolonneudvaskningsforsøg ved et L/S-forhold¹ på 2, der er standard ved udvaskningsforsøg med restprodukter og vurdering ift. gældende restproduktbekendtgørelse. De fundne koncentrationer af stofferne er herefter sammenholdt med eksisterende nationale eller EU-miljøkvalitetskriterier (eller -krav) for ferskvand fordi den væsentligste eksponeringsvej for jordlevende organismer

¹ L/S = Væske-/faststofforholdet (liquid/solid ratio), hvor L er den væskemængde, som til et givet tidspunkt har været i kontakt med en vis mængde faststof, S. Udvasningsforløb under ligevægtslignende forhold (i laboratorietests eller under feltforhold) beskrives ofte som stofkoncentrationer eller udvaskede stofmængder som funktion af L/S. Ved L/S = 2 er der til forsøget benyttet dobbelt så meget væske som faststof.

ofte er via porevandet i jorden. Hvor der ikke foreligger sådanne kriterier/kravværdier er der sammenlignet med PNEC-værdier eller, for naturligt forekommende uorganiske ioner, med typiske koncentrationer af stofferne i dansk grundvand.

De prioriterede stoffer er dem, hvor vandkvalitetskravene/-kriterierne er lavere eller på linje med de udvaskningskoncentrationer, der er fundet i de udførte forsøg. Udvasningskoncentrationerne opfattes her som et konservativt estimat på, hvad der kan forventes i porevandet i jorden i umiddelbar nærhed af arealer med udlagt nedknust asfalt/beton/tegl.

Følgende stoffer er på denne baggrund udvalgt til nærmere vurdering i projektet:

Uorganiske stoffer (metaller/metalloider):

- arsen
- barium
- cadmium
- chrom
- kobber
- kviksølv
- nikkel
- bly
- selen
- zink

Organiske stoffer:

- decan (indikator for C₁₀-C₁₅ kulbrinter)
- pentadecan (indikator for C₁₅-C₂₀ kulbrinter)
- benzo(a)pyren (indikator for PAH)
- benzo(a,h)anthracen (indikator for PAH)
- fluoranthen (indikator for PAH)
- PCB28 (indikator for PCB)

Desuden undersøges følgende tilsætningsstoffer til beton (herunder konserveringmidler), der ikke er vurderet nærmere i de tidligere projekter:

- lignosulfonater
- sulfonerede naphthalenforbindelser (Blancol)
- kolofonium (vinsol-resin)
- thiocyanater
- sulfonerede melamin-formaldehydkondensater
- methylisothiazolinon (MIT)
- methylchloroisothiazolinon (MCIT)

De stoffer, der efter den indledende screening ikke er yderligere vurderet i projektet er følgende: Mangan, molybdæn, natrium, antimon, chlorid, fluorid, sulfat, TOC, DOC, NVOC, naphthalen, chlorparaffiner (anses for dækket ind af PCB), BIT (anses for dækket ind af MIT/MCIT) og akryl- og polyakrylforbindelser (da de ikke er tilsætningsstoffer til beton, men hurtigthærdende tætningsmidler, der benyttes efterfølgende til at tætnes sprækker i underjordiske konstruktioner mod indsvivende vand).

2. Metode for økotoksikologisk vurdering

2.1 Indledning

En økotoksikologisk vurdering for et givet kemisk stof består grundlæggende af to hovedelementer, en farevurdering hhv. en eksponeringsvurdering af stoffet, der holdes op mod hinanden i en såkaldt risikokvotient, der udtrykker om stoffet i en given situation indebærer en risiko i forhold til toksiske effekter på organismer i miljøet. I det aktuelle projekt er vægten lagt på vurdering af risikoen for effekter på terrestriske organismer, dvs. organismer der lever i jordmiljøet.

Stofferne, der har indgået i projektet, er listet i afsnit 1.3.1. Stofferne er i nogle tidligere miljøprojekter inden for emneområdet udpeget som potentielt problematiske i miljøet, primært ud fra vurderinger af udvaskning til grundvand og drikkevand. I dette projekt er der, som beskrevet, foretaget visse afgrænsninger af den oprindelige "bruttoliste" over stoffer hidrørende fra de tidligere miljøprojekter (se afsnit 1.3), men det er ikke i dette projekt forsøgt at identificere yderligere stoffer til den økotoksikologiske vurdering.

I dette kapitel beskrives, hvordan den økotoksikologiske vurdering er grebet an metodisk i dette projekt, herunder hvilket datagrundlag, der har været anvendt.

Metodebeskrivelsen for de udvaskningsberegninger, der er foretaget i projektet for betontilsætningsstoffer, findes i kapitel 6 sammen med selve beregningsresultaterne.

2.2 Dataindsamling og -grundlag

2.2.1 Økotoksikologiske data

Kemiske stoffers giftighed i miljøet udtrykkes til brug for en vurdering af risiko oftest som det niveau, hvorunder der ikke forventes at være risiko for negative påvirkninger, den såkaldte forventede nul-effekt koncentration (PNEC; Predicted No-Effect Concentration). I lovgivnings-/reguleringsmæssig sammenhæng benyttes PNEC til at fastsætte såkaldte miljøkvalitetskriterier eller –standarder (EQS; Environmental Quality Standards). Dette beskrives nærmere i de to efterfølgende afsnit (2.3 og 2.4).

En hel del af de stoffer, der indgår i projektet, særligt mange af metallerne, har internationalt været genstand for stor miljømæssig opmærksomhed gennem mange år, og der foreligger således på forhånd stor viden og mange data om disse stoffers økotoksikologiske effekter, der allerede er sammenstillet af andre. For nogle stoffer foreligger der officielle miljøkvalitetskriterier eller –standarder, også for jordmiljøet. For disse stoffer er der foretaget et review af grundlaget for kriteriefastsættelsen og ud fra det peget på en PNEC-værdi til brug for den økotoksikologiske vurdering i dette projekt, dvs. der er ikke foretaget indsamling og vurdering af nye data for disse stoffer.

For øvrige stoffer er der søgt efter miljødata i relevante databaser, ikke mindst i EU's REACH-registreringsdossierer for kemiske stoffer, der er tilgængelige via det europæiske kemikalieagentur, ECHAs, hjemmeside, samt internationale databaser og reviewrapporter mv., som er samlet i OECD's meta-database eChemPortal. Denne dækker publikationer fra alle større internationale organisationer og lande, der beskæftiger sig med kemiske stoffers sundheds- og

miljøeffekter (f.eks. UN-organisationer som WHO, FAO, UNECE, UNEP og IARC, myndigheder i lande som USA, Canada, Japan, Australien og EU samt hos OECD selv). Desuden er der søgt selvstændigt efter økotoxikologiske data i US EPA's ECOTOX-database samt foretaget generelle internetsøgninger baseret på de specifikke stofnavne (og CAS-numre) kombineret med økotox-søgetermer. I videst muligt omfang er der anvendt review-litteratur af høj kvalitet som f.eks. officielle EU-risikovurderinger eller reviews fra anerkendte internationale organisationer, originalartikler har kun indgået i begrænset omfang.

For enkelte stoffer er der supplerende anvendt modelberegnete data (QSAR-data), overvejende hentet fra den nationale danske QSAR-database (Danish (Q)SAR Database), der drives af Fødevarerinstitutionen på DTU. Det drejer sig primært om betontilsætningsstofferne, for hvilke datagrundlaget overordnet må betegnes som begrænset.

2.2.2 Eksponeringsdata

Med hensyn til eksponeringskoncentrationerne til brug for vurderingen af miljømæssig risiko i jord er disse for de fleste af stofferne grundlæggende bestemt gennem udvaskningsforsøg udført som led i de foregående miljøprojekter (hhv. Miljøprojekt nr. 1731 (2015) for asfalt og Miljøprojekt nr. 1991 (2018) for beton/tegl) samt efterfølgende modelberegninger af stofspreddningen i grundvand (hhv. Miljøprojekt nr. 1731 (2015) for asfalt og Miljøprojekt nr. 2055 (2018) for beton/tegl). Der er for disse stoffer ikke udført ny dataindsamling med henblik på eksponeringsvurderingen, men udelukkende foretaget omregninger fra vandkoncentrationer til jordkoncentrationer baseret på de foreliggende oplysninger.

Betontilsætningsstofferne listet i afsnit 1.3.1 har ikke været undersøgt detaljeret i de tidligere miljøprojekter. For disse er en række basisparametre for modelberegningerne af spredning blevet indsamlet eller beregnet. Dette er beskrevet nærmere i afsnit 6.1.

2.3 Fastsættelse af nul-effektkoncentrationer

Når og hvis der er behov for at vurdere hvorvidt en given miljøkoncentration udgør en uacceptabel risiko for dyr og planter, så er der behov for at sammenholde disse vand-, sediment eller jordkoncentrationer med et fastsat miljøkvalitetskrav eller mål. Disse miljøkvalitetskrav eller målkoncentrationer bærer mange forskellige navne i de forskellige lande, som det fremgår af landeoversigten nedenfor. Som samlebegreb vil der i denne rapport ofte blive anvendt EQS, som er en engelsk forkortelse for *Environmental Quality Standards*.

EQS eller miljørelaterede kvalitetskrav, kvalitetskriterier eller kvalitetsstandarder, som de af og til også benævnes, har derfor fundet bred anvendelse, også i Danmark. Oftest anvendes disse til at opnå bestemte kvalitetsmål for en given matrice, det være sig vand, jord, affald, fødevarer eller andet. I Danmark kan som eksempler nævnes grundvandskriterier, afskæringsværdier for spildevandsslam, vandkvalitetskriterier, badevandskriterier osv. Hvert kriterium har til formål at beskytte bestemte målgrupper. Som oftest er dette mennesker, men der findes også en lang række eksempler på, at kvalitetskriterierne skal beskytte miljøet generelt eller specifikke elementer i miljøet. For eksempel er vandkvalitetskravene defineret som "Det højeste koncentrationniveau, ved hvilket det skønnes, at der ikke vil forekomme uacceptable negative effekter på vandøkosystemer".

I dansk sammenhæng har der længe været fastsat en række jordkvalitetskriterier. Det drejer sig om et sæt af humantoksikologiske jordkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen 2010), som har til formål at beskytte mennesker mod uønskede effekter af jordforurening, samt et sæt af økotoxikologiske jordkvalitetskriterier (Jensen og Folker-Hansen 1995, Jensen m.fl. 1997), som har til formål at beskytte såvel funktionen som strukturen af jordøkosystemer mod effekter forårsaget af de udvalgte stoffer. Som det fremgår er de danske økotoxikologiske jordkvalitetskriterier af ældre dato hvorfor der i denne sammenhæng har været et behov for at revurdere disse i forhold til formålet med denne rapport.

2.4 Fastsættelse af PNEC-værdier

Fastsættelsen af miljøstandarder følger i de fleste lande det samme overordnede koncept, der i alle tilfælde bygger på fastsættelsen af en såkaldt nul-effekt koncentration. På engelsk kaldes denne PNEC (Predicted No Effect Concentration), hvorfor dette begreb også fremadrettet anvendes direkte uden oversættelse i denne rapport. Fastsættelsen af PNEC er alene styret af mængden og kvaliteten af data samt metodevalg, mens at nationale/international miljøkvalitetsstandarder kan være fastsat på baggrund af andre hensyn foruden PNEC, herunder viden om den naturlige baggrundskoncentration. I de relevante delafsnit i kapitel 3.2 er der derfor knyttet data og kommentarer til baggrundskoncentrationen i danske jorde.

Da en testning af alle organismer og funktioner i økosystemet ikke er mulig, fastsættes PNEC typisk ved en ekstrapolation til økosystemniveau ud fra data opnået i simple laboratorietests. Da langt fra alle økotoksikologiske undersøgelser har haft til hensigt at tilvejebringe data, der er brugbare til fastsættelse af miljøkriterier, vil det ofte være nødvendigt med en selektion af data. Processen er arbejds tung og langvarig. I denne rapport er det derfor i størst muligt omfang valgt at støtte sig op ad allerede fastsatte EQS fra en række (inter) nationale myndigheder, herunder EU, Holland, Canada og USA. I de følgende afsnit er de overordnede principper for fastsættelsen af PNEC hos de enkelte lande opsummeret. For yderligere detaljer henvises der til relevante hjemmesider (se links nedenfor) og dokumenter fra de nationale myndigheder.

2.4.1 Fastsættelse af PNEC i den Europæiske Union

Fastsættelsen af PNEC er beskrevet i detaljer i et af de mange dokumenter (Guidance Document R.10; "Dose-response for environment"), der understøtter arbejdet i EU's kemikalielovgivning, REACH². Grundprincipperne er ofte anvendt hos andre europæiske myndigheder ved fastsættelse af nationale kvalitetskriterier, hvorfor de beskrives i flere detaljer her. PNEC fastsættes på baggrund af mængden og typen af brugbare data som det fremgår af Tabel R10-10 fra hoveddokumentet (EU 2008). Såfremt der findes NOEC³ data fra langtidstudier med organismer fra tre forskellige dele af økosystemet, dvs. mikroorganismer, planter og jordbundsdyr, findes PNEC som den laveste fundne NOEC divideret med en sikkerhedsfaktor⁴ på 10. I praksis erstattes NOEC dog ofte af EC10-værdier fra de tilgængelige studier, såfremt denne er beregnet. EC10 er den interpolerede koncentration i en dosis-respons kurve, der er estimeret til at hæmme organismene med 10%.

Tabel 2-1 Assessment Faktorer (AF) anvendt i EU (REACH) til fastsættelse af PNEC_{jord} ud fra mængden af til rådighed værende økotoksikologiske data (gengivet fra REACH Guidance Document Chapter R.10).

² EU. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment.

³ NOEC= No Observed Effect Copncentration er den højeste testkoncentration i en dosisserie, som ikke er statistisk forskellig fra kontrolværdien.

⁴ Sikkerhedsfaktor er en faktor, der anvendes for at kompensere for den restusikkerhed der måtte være i den anvendte ekstrapolation fra få data til beskyttelse af et økosystem. På engelsk kaldes denne en Assessment Factor og forkortes AF.

Table R.10-10 Assessment factors for derivation of PNEC_{soil}

Information available	Assessment factor
L(E)C50 short-term toxicity test(s) (e.g. plants, earthworms, or microorganisms)	1000
NOEC for one long-term toxicity test (e.g. plants)	100
NOEC for additional long-term toxicity tests of two trophic levels	50
NOEC for additional long-term toxicity tests for three species of three trophic levels	10
Species sensitivity distribution (SSD method)	5 – 1, to be fully justified on a case-by-case basis (cf. main text)
Field data/data of model ecosystems	case-by-case

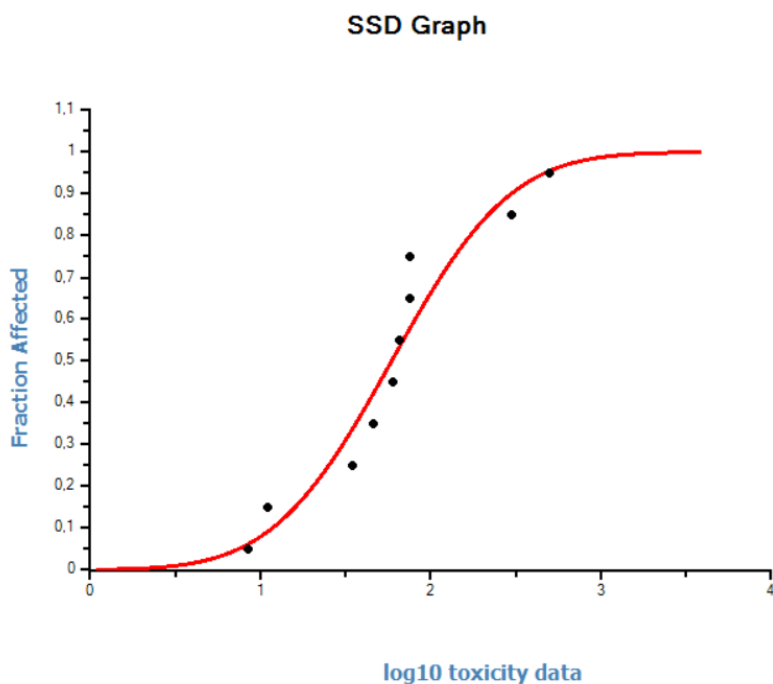
Såfremt der er tilstrækkeligt med økotoxikologiske data (NOEC/EC10)⁵, hvilket ofte er tilfældet for f.eks. metallerne, fastsættes PNEC som oftest med udgangspunkt i den såkaldte SSD-metode⁶. SSD-metoden bygger på et princip om, at hvis de økotoxikologiske effekter er undersøgt for en lang række organismer, vil det ofte være sådan, at disse organismers følsomhed for det pågældende stof varierer markant. Nogle arter vil være meget følsomme og andre langt mere tolerante, mens de fleste vil have en moderat følsomhed. Såfremt denne følsomhedsfordeling følger et normalfordelingsprincip, kan det matematisk og teoretisk beregnes, hvornår en given andel af alle organismer vil være udsat for en eksponeringskoncentration, der overskrider deres EC10/NOEC.

Af matematiske årsager kan der ikke fra en normalfordeling ekstrapoleres ned til 0 % af alle organismer. Til brug for PNEC anvendes derfor den eksponeringskoncentration, der teoretisk ikke overskrider EC10/NOEC for 95% af arterne. Da de 5% mest følsomme arter i princippet derved eksponeres til koncentrationer over deres EC10/NOEC, benævnes den ekstrapolerede værdi HC5 (Hazardous Concentration for 5% of species). PNEC fastsættes som det fremgår af tabel R10-10 som HC5 divideret med en faktor mellem 1 og 5, eftersom der i mange tilfælde formodes at være en restusikkerhed som SSD-metoden ikke tager hånd om, idet metoden udelukkende dækker den usikkerhed i effektvurderingen, som er forbundet med forskelle i arternes følsomhed.

Et eksempel på en SSD-kurve er vist i Figur 2-1.

⁵ Ifølge anbefalinger i REACH er dette minimum 10 NOEC/EC10-værdier fra forskellige arter, der dækker over mindst 8 taksonomiske grupper.

⁶ SSD = Species Sensitivity Distribution



Figur 2-1 Eksempel på SSD-kurve (Species Sensitivity Distribution) for et arbitrært kemisk stof.

Med baggrund i de metoder og koncepter, der i dag er fastlagt af ECHA (European Chemical Agency) i REACH sammenhæng, har EU i samspil med medlemsstaterne i perioden op til den fulde implementering af REACH, sammenskrevet en række risikovurderingsrapporter (EU Risk Assessment Reports – EU RAR)⁷. I alle disse er der beregnet en PNEC for jordlevende organismer. Disse rapporter bygger på et massivt stykke arbejde gennem adskillige år, og repræsenterer derfor et solidt og gennemarbejdet bud på en PNEC-værdi.

Ekstrapoleret PNEC_{jord} fra akvatiske økotoxikologiske data

I sammenhæng med REACH og Vandrammedirektivet er der angivet en metode til at beregne PNEC for sediment og jord - også i de tilfælde, hvor der ikke foreligger data fra studier med sediment og jord, hvilket ofte kan være tilfældet. Denne metode kaldes på engelsk Equilibrium Partitioning Method (EqP). Metoden bygger på en antagelse om at organismer fra disse matrixer altovervejende eksponeres via kontakt med vandfasen, og at følsomheden af akvatiske og jordlevende organismer er sammenlignelige. For alle andre stoffer end de stærkt lipofile, hvor optagelse gennem føden eller partikler er markant, har denne antagelse vist sig at være valid.

EqP bygger på en antagelse om, at ved ligevægt kan fordelingen mellem jordfasen og porevandet beskrives ved den simple ligning $C_s = C_{pw} \times K_{oc}$, hvor C_s er koncentrationen i den organiske fraktion af jorden, C_{pw} er koncentration i porevandet og K_{oc} er fordelingskonstanten til organisk kulstof ved ligevægt. På den baggrund kan det antages at $PNEC_{oc} = PNEC_{vand} \times K_{oc}$. Nu er der ingen jord, der kun består af organisk kulstof, hvorfor $PNEC_{jord}$ kan beregnes som:

$$PNEC_{jord} = ((f_{oc} * K_{oc}) / RHO_{jord}) * PNEC_{vand} * 1000$$

hvor f_{oc} er andelen af organisk kulstof (typisk 1-5 %) og RHO_{jord} er vægtfylden for jord, typisk 1500-2000 kg/m³. Som standard i generiske beregninger anvendes ofte værdier på hhv. 2% og 1700 kg/m³, således også i REACH-sammenhæng.

⁷ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation>

2.4.2 Fastsættelse af kriterier for jord i udvalgte lande

Danmark

I midten af 1990'erne blev der i Danmark udarbejdet et sæt af økotoxikologiske jordkvalitetskriterier (JKK) dækkende både metaller og organiske stoffer (Miljøstyrelsen 1995a,b, 1997). JKK blev primært fastsat på baggrund af brug af økotoxikologiske data koblet med sikkerhedsfaktorer og kun i enkelte tilfælde blev en SSD-lignende metode anvendt. SSD var på det tidspunkt ikke fuldt udviklet og standardiseret i form af frit tilgængelige software programmer m.m. De danske økotoxikologiske JKK har aldrig direkte indgået i nogen form for national lovgivning, men udelukkende været brugt som retningsssnor for kommuner, regioner og andre interessenter, der måtte have behov for at vurdere potentiel miljørisici af miljøfarlige stoffer.

Holland

I Holland anvender man to typer miljøkvalitetskriterier i forbindelse med jord. De såkaldte "Target values (TV)" og "Intervention values" (IV) (VROM 2000). De sidste indikerer en alvorlig trussel mod planter, jordlevende organismer, grundvand og/eller mennesker og indebærer typisk en eller anden form for afværgeaktion, mens TV indikerer jordkoncentrationer, der sikrer en god og bæredygtig miljøstatus uden (nævneværdig) risiko for dyr og planter. Inden specifik lokal benyttelse skal både TV og IV justeres på baggrund af jordens aktuelle indhold af lerpartikler og organisk indhold, hvor der som grundlag for de nationale værdier er benyttet hhv. 25% for ler og 10% for organisk stof. Fastsættelsen af TV følger i store træk metoderne fra EU beskrevet ovenfor, men for metallernes vedkommende har denne metode vist sig at kunne resultere i TV-værdier, som ligger under de nuværende baggrundskoncentrationer målt i relativt uforstyrrede (natur)områder i Holland. De er derfor i høj udstrækning erstattet af baggrundskoncentrationer som direkte mål for TV. Baggrundskoncentration fastsættes f.eks. som den nedre 5 % fraktil fra landsdækkende måleprogrammer, idet denne anses for at være det laveste opnåelige i et land som Holland, der bredt har været påvirket af menneskelige aktiviteter i årtier.

Det fastsatte mål for en alvorlig trussel fra metaller mod jordmiljøet (*Intervention Values*) bestemmes som summen af HC50 (dvs. den koncentration, der potentielt påvirker 50% af arterne) og den estimerede baggrundskoncentration.

Senest er de hollandske TV-værdier for nogle stoffers vedkommende blevet erstattet af BC-værdier (Background Concentration) baseret på informationer om baggrundskoncentrationen målt i relativt uforstyrrede områder af landet. BC bygger på et omfattende monitoringsprogram for mere end 250 stoffer på 100 nationale lokaliteter og er sat som den nedre 5% fraktil af de fundne koncentrationer på områder, der ikke er defineret som direkte forurenede. BC-værdier var og er mest relevante for de stoffer, hvor det ofte har vist sig, at TV var under de koncentrationer, som blev målt på selv de mindst forurenede områder i Holland. I sammenhæng af denne rapport er der dog kun anvendt TV-værdier idet baggrundskoncentrationen af f.eks. tungmetaller i Holland ikke er direkte sammenlignelige med danske forhold grundet forskellige jordtyper, arealanvendelser, historisk (luft) forurening m.m.

USA

I USA er der for jord udarbejdet en række såkaldte Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSL), der har til formål at screene for mulige økotoxikologiske miljøeffekter på forurenede grunde af en vis størrelse (Superfund grunde). Listen af Eco-SSL inkluderer blandt andet en række metaller, gamle pesticider, PAH og PCB⁸. Der beregnes separate Eco-SSL for planter, jordbundsdyr, fugle og pattedyr. I relation til denne rapport er det vurderet, at det primært er Eco-SSL for planter/jordbundsdyr, der vil være relevante for danske forhold. Det skal bemærkes, at effekter på mikroorganismer/jordprocesser, modsat mange andre lande, ikke er inkluderet i fastsættelsen af de amerikanske Eco-SSL. For mange metaller vil netop denne gruppe af organismer være den mest følsomme. De tilgængelige økotoxikologiske data rangeres efter den estimerede biotilgængelighed i

⁸ <https://www.epa.gov/chemical-research/interim-ecological-soil-screening-level-documents>

tre grupper (lav, medium og høj biotilgængelighed) i de enkelte forsøg. Eco-SSL beregnes som den geometriske middelværdi af data i gruppen med den højeste biotilgængelighed såfremt der er mere end 3 data i denne. Ellers samles data fra grupperne med høj og middel biotilgængelighed og den geometriske middelværdi findes i denne samlegruppe. Det skal desuden bemærkes at i fastsættelsen af Eco-SSL tilstræbes det at bruge MATC-⁹ og EC20-værdier, hvilket afviger fra f.eks. EU, hvor der primært anvendes NOEC og EC10-værdier. Modsat EU er Eco-SSL desuden baseret direkte ud fra de tilgængelige økotoksikologiske data uden brug af sikkerhedsfaktorer.

Canada

I Canada fastsættes såkaldte Soil Quality Guideline Values eller Environmental Quality Criteria for Soil (EQS_{soil})¹⁰. De fastsættes for fire forskellige arealanvendelser, dvs. landbrug, parker/haver, by- og industriområder. Landbrug dækker også over naturlige økosystemer i bredeste forstand, hvorfor denne arealanvendelse er mest relevant i kontekst til indeværende rapport. I udgangspunktet forsøges det at basere EQS på baggrund af (genberegnete) EC25-værdier og ikke som i f.eks. EU på EC10-værdier. Såfremt der ikke kan fremskaffes tilstrækkeligt med EC25 (eller lignende værdier f.eks. EC20/EC30), så baseres EQS på en blanding af NOEC/LOEC og EC50/LC50 værdier. EQS_{soil} for landbrug fastsættes som 25% fraktilen af de tilgængelige data divideret med en sikkerhedsfaktor på mellem 1 og 5. EQS_{soil} for by- og industri fastsættes direkte på baggrund af 50%-fraktilen af de tilgængelige data uden brug af en sikkerhedsfaktor. Derudover er der skitseret en lang række alternative metoder såfremt der ikke er tilstrækkeligt med data for brug af en fraktil-baseret (SSD) tilgang.

United Kingdom

Den engelske miljøstyrelse (Environment Agency) har i 2004 fastsat en række soil screening values (SSV), hvoraf en række er fastsat på grundlag af et relativt spinkelt datamateriale. I 2008 blev SSV opdateret for 12 stoffer, der ofte blev fundet på forurenede grunde. Fastsættelsen skete i overensstemmelse med de retningslinjer, der findes i REACH og i de tilfælde hvor der fandtes værdier fra en EU RAR, f.eks. cadmium og bly, blev disse adopteret direkte som SSV.

I 2017 skete der endnu en opdatering af SSV for 9 metaller og 10 organiske stoffer hvor den nyeste viden og flere data blev inddraget (Environment Agency 2017). Også her blev metoder og principper fra REACH fulgt, f.eks. ved brug af sikkerhedsfaktorer såfremt der ikke er tilstrækkeligt med data til at bruge SSD. SSV er normaliseret til et organisk (vægt) indhold på 3,4%.

2.5 Fastsættelse af eksponeringskoncentrationer

Kemikalieagenturet ECHA's guidancedokument for implementering af bestemmelserne i REACH, beskriver i Chapter R.16 om 'Environmental Exposure Assessment'¹¹, hvorledes eksponeringsvurdering af kemikalier i miljøet principielt skal udføres. Imidlertid er der i de tidligere miljøprojekter, som nævnt i afsnit 1.3, udført meget mere detaljerede undersøgelser og beregninger af miljømæssig eksponering i forbindelse med udlægning af nedkøst asfalt, beton og tegl end de generiske beregninger, der beskrives i Chapter R.16. Derfor er R.16 kun benyttet i meget begrænset omfang i forbindelse med dette projekt, dvs. stort set kun til at fastlægge standardværdier for sammensætning og densitet af de øverste jordlag (hhv. indhold af organisk C på 2% og densitet på 1700 kg/m³ jord) til brug for de økotoksikologiske beregninger.

⁹ Maximum acceptable toxicant concentration" (MATC), som er det geometriske gennemsnit af NOEC og LOEC.

¹⁰ https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html

¹¹ ECHA (2016). Guidance on information requirements and Chemical Safety Assessment. Chapter R.16: Environmental Exposure Assessment. Version 3.0. February 2016.

Metoden, der er benyttet til at beregne udvaskningskoncentrationer og spredning med grundvandet for stofferne omfattet af dette projekt (fraset betontilsætningsstoffer), er beskrevet i de tidligere miljøprojekter (primært miljøprojekt nr. 1731 (2015), 1991 (2018) og 2055 (2018) og vil ikke blive beskrevet nærmere her. Der henvises til beskrivelserne i de nævnte miljøprojekter.

Der er til fastsættelse af eksponeringskoncentrationerne i jordmiljøet i dette projekt benyttet rådata fra de tidligere projekter i form af hhv. målte udvaskningskoncentrationer i kolonneforsøg med hhv. nedknuet asfalt (Miljøprojekt 1731 (2015)) og nedknuet beton (Miljøprojekt nr. 1991 (2018)) ved $L/S^{12} = 0,1 - 0,2$ (l/kg) samt modelberegnete (MIKE SHE) grundvandskoncentrationer hhv. lige ved kilden (0 meter) og i 10, 30 og 100 meters afstand fra kilden (hhv. Miljøprojekt 1731 (2015) for nedknuet asfalt og Miljøprojekt nr. 2055 (2018) for beton/tegl). De målte koncentrationer ved $L/S = 0,1 - 0,2$ (l/kg) er benyttet som initialkoncentrationer, mens modelberegnete fortyndinger (relative koncentrationer ift. startkoncentrationen) er benyttet til at fastlægge eksponeringskoncentrationen i de forskellige afstande fra kilden.

Beregningerne af eksponeringskoncentrationer er foretaget for tre forskellige anvendelsesscenarier for hhv. nedknuet asfalt og nedknuet beton (udpeget af Miljøstyrelsen blandt de anvendelses-scenarier, der har indgået i de tidligere miljøprojekter), nemlig følgende:

- Cykel-/gangsti uden eller med dårlig vedligeholdet belægning (scenarie C / 2.1),
- Plads uden belægning (scenarie E / 5.2), og
- Mark-/sommerhusvej uden eller med dårlig vedligeholdet belægning (scenarie G / 1.2).

Der er for de stoffer, hvor PNEC eller EQS er udtrykt i mg/kg jord omregnet fra vandkoncentrationer (maksimalkoncentrationer i de forskellige afstande fra forureningskilden) til jordkoncentrationer ved ligevægt ud fra de K_d -værdier for stofferne, som fremgår af tabel 2.3 i Miljøprojekt nr. 2055 (2018).

Betontilsætningsstofferne er ikke undersøgt nærmere i de tidligere projekter mht. spredning imed grundvandet, og der er derfor i dette projekt foretaget modelberegninger af eksponeringskoncentrationer ud fra litteraturdata, men i øvrigt efter samme principper og med samme model (MIKE SHE) som i de tidligere projekter (se nærmere beskrivelse af metode og forudsætninger i afsnit 6.1). Det har dog vist sig, at der i litteraturen er en sådan mangel på data om disse stoffers udvaskning fra affald som asfalt og beton, at det ikke har været muligt at omsætte den teoretiske udvaskning til realistiske eksponeringskoncentrationer, som har kunnet bruges til risikovurdering for terrestriske organismer.

For betontilsætningsstofferne er fastsættelsen af PNEC baseret på effektværdier for vandorganismer (dvs. $PNEC_{\text{vand}}$) da der ikke har været tilstrækkeligt med data til rådighed til at fastsætte en $PNEC_{\text{jord}}$ ud fra data på jordlevende organismer. Da mange af stofferne tillige er ret vandopløselige forventes eksponeringen primært af foregå via porevandet og den miljømæssige risiko for disse stoffer bedømmes derfor pragmatisk ved direkte sammenligning af pore-

¹² $L/S = \text{Væske-/faststofforholdet (liquid/solid ratio)}$, hvor L er den væskemængde, som til et givet tidspunkt har været i kontakt med en vis mængde faststof, S. Udvasningsforløb under ligevægtslignende forhold (i laboratorietests eller under feltforhold) beskrives ofte som stofkoncentrationer eller udvaskede stofmængder som funktion af L/S.

vandskoncentrationen med den beregnede PNEC for vand og ikke via en omregning til PNEC_{jord} ved hjælp af equilibrium partitioning-metoden, som foreskrevet af ECHA (REACH Guidance Chapter R.10)¹³.

2.6 Risikovurdering

Vurderingerne i denne rapport af risiko over for terrestriske organismer følger overordnet principperne i REACH (kemikalievurdering), særligt guidance-dokumenterne R.10 (dose-response for environment) og R.16 (exposure assessment). Det vil sige, at risikoen for effekter udtrykkes ved hjælp af risikokvotienten PEC/PNEC (Predicted Environmental Concentration : Predicted No-Effect Concentration), der indikerer en begyndende risiko når PEC/PNEC-forholdet overstiger 1.

Der er i forbindelse med anvendelse af data på vandorganismer til at estimere en PNEC-værdi for jordmiljøet (i mangel af toksicitetsdata på jordorganismer), jf. ECHA's R.10 guideline for dette, benyttet grundparametre for jord jf. ECHA R.16 (O.C. content = 2%, densitet af jord = 1700 kg/m³ jord).

Når der ikke har været økotoksikologiske data for jordlevende organismer er PNEC_{jord} fastsat på baggrund af akvatiske økotoksikologiske data (PNEC_{vand}) og en ekstrapolering, der bygger på karakteristika for adsorption til organisk materiale for de enkelte stoffer (Equilibrium Partitioning-metoden (EqP) som foreskrevet af ECHA, se afsnit 2.4.1).

Sådanne ekstrapoleringer er behæftet med en vis usikkerhed. For meget vandopløselige stoffer er det derfor pragmatisk valgt at bedømme risikoen for effekter ved at sammenligne PNEC_{vand} direkte med den beregnede koncentration i jordens porevand da behovet for at ekstrapolere data herved reduceres. Forudsætningerne for denne sammenligning er, at eksponeringen af organismer altovervejende sker via kontakt med vandfasen, og at følsomheden af akvatiske og jordlevende organismer er sammenlignelige. Begge disse forudsætninger vurderes at være opfyldt for betontilsætningsstofferne.

¹³ For meget vandopløselige stoffer (stoffer med lav K_d) vil denne fremgangsmåde føre til PNEC_{jord}-værdier, der er lavere end PNEC_{vand} (som er grundlaget for hele beregningen da effektdata stammer fra undersøgelser på vandorganismer).

3. PNEC-værdier for problematiske stoffer

3.1 Oversigt over vurderede stoffer

I dette kapitel gives der begrundede forslag til PNEC-værdier for følgende stoffer jf. nedenstående skema, hvor det tillige anføres for hvilke materialer (asfalt, beton og/eller tegl og beton alene) de enkelte stoffer/stofgrupper er relevante for.

Tabel 3-1. Oversigt over vurderede stoffer og hvilke materialer, de er relevante for i relation til vurdering af risiko for effekter i jordmiljøet.

Stof	Materiale		
	Asfalt	Beton og/eller tegl	Beton alene
Arsen (As)	X	X	
Barium (Ba)	X	X	
Cadmium (Cd)	X	X	
Chrom (Cr)	X	X	
Kobber (Cu)	X	X	
Kviksølv (Hg)	X	X	
Mangan (Mn)	X	X	
Molybdæn (Mo)	X	X	
Nikkel (Ni)	X	X	
Bly (Pb)	X	X	
Selen (Se)	X	X	
Zink (Zn)	X	X	
Decan (C ₁₀ -C ₁₅ kulbrinter)	X		
Pentadecan (C ₁₅ -C ₂₀ kulbrinter)	X		
PAH (udvalgte indikatorstoffer)	X		
PCB (PCB28 som indikator)		(X)	X
Lignosulfonater			X
Sulfonerede naphthalener			X
Kolofonium (rosin)			X
Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater			X
Methylisothiazolinon (MIT) (+ MCIT)			X

3.2 PNEC-værdier

3.2.1 Oversigt over internationale jordkvalitetsstandarder

Som beskrevet i kapitel 2.1 ligger der forskellige metoder til grund for fastsættelsen af nationale jordkvalitetsstandarder og de bærer alle forskellige navne. Nedenfor er listet de mest relevante værdier for metaller gældende i henholdsvis Holland, USA og Canada sammen med de PNEC-værdier, som kan findes i de tilgængelige uddybende risikovurderingsrapporter fra EU.

De enkelte standarder er ikke alle gennemgået i detaljer i denne rapport, idet der kun er fokuseret på de tilfælde, hvor risiko er vurderet at være inden for en margin på 10 baseret på de eksponeringskoncentrationer, der er kortlagt i kapitel 4.

På baggrund af de tilgængelige jordkvalitetsstandarder er der fremsat forslag til en projektspecifik PNEC for hvert metal. Fastsættelsen af denne bygger på et samspil mellem at stræbe efter en konservativ PNEC, som indikerer fuld beskyttelse af jordøkosystemer samtidig med at den er relevant for danske forhold. PNEC-værdier fastsat for stærkt forurede jorde m.m. er derfor udeladt. Samtidig er den anbefalede PNEC sammenholdt med relevante koncentrationer fundet i danske jorde (f.eks. fra Jensen m.fl. 1996, Jensen m.fl. 2016), såfremt denne information er tilgængelig.

Tabel 3-2 Oversigt over EQS-værdier for metaller fra en række lande, samt EU. For en nærmere beskrivelse af metoder, data m.m. i fastsættelsen henvises til de landespecifikke afsnit og til en nærmere beskrivelse i den enkelte afsnit forneden. Alle værdier er i mg/kg tørvægt.

	EQS	Eco-SSL	TV	IV	SSV	JKK	PNEC
	CCME ⁵	US-EPA ⁰	NL	NL	UK	DK	EU
As	12	18	29	55	< BGC ⁴	10	
Ba	750	330	160	625	< BGC		
Cd	1,4	32	0,8	12	0,6	0,3	1,15
Cr (III)	64		100	380	< BGC	50	3,2
Cu	63	70	36	190	35,1 ³	30	20,4-172,8 ²
Hg	6,6		0,3	10		0,1	
Mn		220					
Mo	5		3	200	5,1	2	
Ni	45	38	35	210	28,2	10	23,8 ¹
Pb	710	120	85	530		50	167,9
Se	1	0,52			< BGC	1	
Zn	250	120	140	720	35,6	100	26

⁰ Baseret på den laveste af to Eco-SSL for henholdsvis jordbundsinvertebrater og planter. Eco-SSL for fugle og pattedyr er ikke inkluderet.

¹ EU's risikovurderingsrapport beregner PNEC for seks forskellige EU scenarier herunder én for Danmark idet PNEC er jordtypeafhængig, da denne styrer biotilgængeligheden. PNEC er fastsat som HC5/2 hvor HC5 er funderet på økotoxikologiske data normaliseret til danske jordtyper.

² Disse værdier stammer ikke fra EU-risikovurderingsrapporter, men fra frivillige rapporter udarbejdet af kobber- og blyindustrien diskuteret med medlemsstater. Værdierne for kobber dækker jordtypeafhængig HC5 værdier uden brug af sikkerhedsfaktor. Laveste HC5 er fra en sur svensk jord og den højeste en Holandsk spagnum-jord. HC5 justeret til forhold typisk fundet i landbrugsjorde var 78,9-87,7 mg/kg.

³ SSV er fastsat som tilføjet koncentration, hvortil baggrundskoncentrationen skal tillægges.

⁴ BGC = Background Concentration.

⁵ Canadian Council of Ministers of the Environment

I de kommende afsnit er det tilstræbt at fastsætte en projektspecifik PNEC for alle relevante stoffer. Med 'projektspecifik' menes en PNEC, der er fastsat alene med det formål at foretage en risikovurdering af indholdsstoffer i asfalt, tegl og beton i nærværende projekt. Anvendelsen af de fastsatte PNEC til andre formål bør derfor altid ske med forsigtighed.

De projektspecifikke PNEC for metaller er generelt fastsat på baggrund af det laveste nationale EQS listet i tabel 3.2, idet EQS fra alle de tilgængelige kilder, om end de er fastsat efter forskellige metoder og med forskellige forsigtighedsmarginer, er vurderet at opfylde formålet i dette projekt, nemlig at beskytte jordbundsorganismer mod økotoksikologiske effekter.

PNEC-værdierne er fastsat som totalconcentrationer, hvis ikke andet er angivet. Der er af flere årsager ikke forsøgt at inddrage aspekter af biotilgængelighed samt den naturlige baggrundskoncentration. Biotilgængelighedsbetragtninger er udeladt da de vil være lokalspecifikke og jordtypeafhængige, eftersom biotilgængelighed afhænger af en række parametre så som lerindhold, ældningstid, vejforhold og meget andet. For enkelte af metallerne er EQS fastsat som såkaldt tilført koncentration, hvilket skal forstås som den maksimalt acceptable koncentration over baggrundskoncentrationen.

3.2.2 Arsen

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af arsen i danske jorde fundet i et spænd fra 0,9-8,4 mg/kg (5-95% fraktil) med en median på 3,3 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 1,3 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Arsen bindes relativt stærkt til jord med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 13119 (l/kg) (gennemsnit af 66 jorde) (Sauvé m.fl. 2000)¹⁴.

De fundne EQS varierer fra 10 til 55 mg/kg, hvor de to laveste er fastsat i Danmark og Canada. I en nylig undersøgelse er der i Holland fastsat nye forslag til såkaldte "Serious Risk Addition" (SRA) og "Maximum Permissible Addition" (MPA), hvor den sidste indikerer det maksimale ekstra tilførsel til naturlige jorde, som ikke udgør en risiko for jordlevende organismer (van Herwijnen m.fl. 2015). SRA og MPA er foreslået til 0,26 mg/kg og 0,0012 mg/kg. Begge skal opfattes som tilførsler oven i den naturlige baggrundskoncentration. De lave værdier er drevet af økotoksikologiske data for mikrobielle processer. Begge, men specielt MPA, forekommer meget lave. Med en medianværdi på 1,3 mg/kg i danske naturjorde udgør MPA således mindre end én *promille* heraf. Det ville være yderst konservativt og uhensigtsmæssigt at foreslå en PNEC på et niveau, der ligger mindre end én promille over baggrundskoncentrationen i 50% af danske naturjorde, hvorfor disse værdier i denne sammenhæng negligeres. Da datamaterialet er relativt omfangsrigt og kvaliteten acceptabel bør disse Hollandske EQS relaterede værdier dog inddrages og evalueres nærmere såfremt, der i anden sammenhæng skal fastsættes et nyt dansk jordkvalitetskriterium.

En projektspecifik PNEC for arsen på **10 mg/kg** anbefales, hvilket bygger på det danske EQS (Tabel 3-2).

3.2.3 Barium

Totalindholdet af barium i danske jorde kendes ikke. Barium bindes moderat til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 3434 (l/kg) (gennemsnit af 15 jorde) (Sauvé m.fl. 2000)

Det laveste EQS er den hollandske Target Value på 160 mg/kg, hvilket er 2-5 gange lavere end de amerikanske og canadiske EQS. Den hollandske TV er ikke fastsat på baggrund af økotoksikologisk viden, men på baggrund af det hollandske baggrundsniveau.

Barium er ikke specielt velundersøgt økotoksikologisk. Et forskningsstudie fra Kuperman m.fl. (2006) fandt reproduktive EC20 for regnorm, enchytræer og springhale på henholdsvis 370, 585 og 165 mg/kg og NOEC på 258, 433 og 211 mg/kg for de tre arter. For planter er der i det

¹⁴ Der skal her gøres opmærksom på, at de Kd-værdier, der angives for arsen og metaller i dette kapitel er værdier, der gælder for overjord, der adskiller sig på forskellig vis fra jord i grundvandszonen, især ved normalt at have langt højere indhold af organisk materiale. Værdierne for overjord må således ikke anvendes til spredningsberegninger for grundvandszonen, og vice versa.

canadiske baggrundsdokument til deres EQS angivet en NOEC-værdi for spiring af salat på 177 mg/kg (CCME, 2014). Der er dog usikkerhed om de observerede effekter i disse studier rent faktisk skyldes barium eller snarere kloridioner eftersom testjorde blev spiket med BaCl₂. Der er ikke fundet effektstudier med mikrobielle processer. Følger man anbefalingerne fra REACH kan der fastsættes en PNEC som den laveste NOEC divideret med en sikkerhedsfaktor på 50 (tabel 2.1) hvilket giver en PNEC på 3,54 mg/kg (177/50), der er langt lavere end andre EQS og den forventede baggrundskoncentration i danske jorde. Således er medianværdien for fem danske top-jorde 22 mg/kg (fundet i FOREGS¹⁵ databasen).

Fastsættelse af en ny PNEC ville kræve en tilbundsgående kvalitetsanalyse af de fundne data inklusive eventuelle genberegninger af effektkoncentrationer, hvilket ligger ud over rammerne for dette projekt. Det er derfor valgt at benytte det laveste internationale EQS (se Tabel 3-2).

En projektspecifik PNEC for barium anbefales på **160 mg/kg**, hvilket bygger det hollandske EQS (Tabel 3-2).

3.2.4 Cadmium

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af cadmium i danske jorde fundet i et spænd fra 0,04-0,45 mg/kg (5-95% fraktil) med en median på 0,16 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 0,07 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Cadmium bindes moderat stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 2869 (l/kg) (gennemsnit af 830 jorde) (Sauvé m.fl. 2000). Spændet i Kd var dog stort, dvs. fra 0,44-192.000 l/kg.

Det danske jordkvalitetskriterium er markant lavere end andre EQS inklusive den PNEC, som blev fastsat i en omfangsrig EU risikovurderingsrapport (RAR) om cadmium (EU RAR 2007). Da det danske JKK er af ældre dato, og ikke bygger på samme grundige dataevaluering som EU RAR'en, anbefales det at følge dennes anbefalinger, også selv om det hollandske Target Value og den engelske Soil Screening Value er lavere. PNEC beregnet i EU RAR er baseret på HC5 for en SSD alene baseret på data for mikrobielle processer og brug af en sikkerhedsfaktor på 2. Det var ikke muligt i EU-RAR'en at fastsætte jordtypeafhængige PNEC-værdier for cadmium, hvorfor PNEC skal opfattes som et konservativt generisk EQS.

En projektspecifik PNEC for cadmium anbefales på **1,15 mg/kg**, hvilket er baseret på PNEC fra EU's risikovurderingsrapport om cadmium (Tabel 3-2).

3.2.5 Chrom

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af chrom i danske jorde fundet i et spænd fra 2,7-30,4 mg/kg (5-95% fraktil) med en medianværdi på 9,9 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 3,8 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Chrom bindes stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 14.920 (l/kg) (gennemsnit af 64 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

Fastsættelsen af PNEC for chrom er kompliceret på grund af, at chrom kan forekomme i flere former (oxidationstrin) hvor Cr³⁺ og Cr⁶⁺ er de hyppigst forekommende. Den første udgør den største mængde af det totale chromindhold, mens at den sidste er mere giftigt for jordlevende organismer. Da eksponering er beregnet som total chrom, så er det ligeledes tilstræbt at finde den bedst egnede PNEC for total chrom, hvilket givetvis vil være for Cr³⁺ i de tilfælde, hvor der både findes Cr³⁺ og Cr⁶⁺ EQS. De klart laveste PNEC-værdier er dem, som er beregnet i EU's RAR fra 2005, hvor der er fastsat PNEC for Cr³⁺ og Cr⁶⁺ på henholdsvis 3,2 og 0,035 mg/kg.

¹⁵ FOREGS-EuroGeoSurveys Geochemical Baseline Database. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php>

EU's PNEC for Cr³⁺ er som nævnt markant lavere end andre EQS og desuden kun en anelse højere end baggrundskoncentrationen (5% fraktilen) fundet i danske jorde på 2,7 mg/kg. Mediankoncentrationen for chrom i danske landbrugs- og naturjorde var således henholdsvis 10,7 og 3,8 mg/kg. EU's forslag til PNEC er således lavere end medianværdien fundet i danske naturjorde, hvilket er uhensigtsmæssigt. Derfor anbefales det i dette projekt at bruge det danske JKK som PNEC.

En projektspecifik PNEC for total chrom anbefales på **50 mg/kg**, hvilket er baseret på det danske jordkvalitetskriterium (Tabel 3-2).

3.2.6 Kobber

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af kobber i danske jorde fundet i et spænd fra 0,8-15,9 mg/kg (5-95% fraktil) med en median på 7,0 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 0,9 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). En nyere undersøgelse fandt en middelkoncentration på landbrugsjorde langtidsgødet med svinøgylle på cirka 12-13 mg/kg (Jensen m.fl. 2017). Kobber bindes moderat stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 4799 (l/kg) (gennemsnit af 452 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

Kobber er endog særdeles godt undersøgt, og der foreligger en gennemgribende risikovurderingsrapport udarbejdet i EU regi. Det er en rapport skrevet af kobberindustrien med input fra nationale myndigheder og eksterne eksperter. Modsat andre risikovurderingsrapporter er der aldrig opnået konsensus blandt EU's medlemsstatseksperters, hvorfor den foreligger som en såkaldt "voluntary risk assessment report" (VRAR)¹⁶. Rapporten har på baggrund af en stor mængde økotoxikologiske data beregnet jordtypespecifikke HC5 for en lang række scenarier. Laveste HC5 er fra en sur svensk jord og den højeste en hollandsk spagnum-jord. HC5 justeret til forhold typisk fundet i landbrugsjorde var 78,9-87,7 mg/kg, hvorfor det skønnes at 80 mg/kg kan være en realistisk HC5 for de fleste danske jorde.

VRAR anbefaler at fastsætte PNEC på baggrund af en sikkerhedsfaktor på 1. Dette indebærer at det forudsættes, at der ingen restusikkerhed er i beregningerne, hvilket vil være usædvanligt. Det anbefales i stedet at bruge en sikkerhedsfaktor på 2, som det har været tilfældet for andre velundersøgte tungmetaller, f.eks. cadmium og zink. På den baggrund foreslås en PNEC på 40 mg/kg. Denne er nogenlunde på niveau med den hollandske TV (36 mg/kg), det engelske SSV (35,1 mg/kg + baggrundskoncentration) og det ældre danske JKK (30 mg/kg). På sure jorde er PNEC dog væsentlig lavere grundet kobbers øget biotilgængelighed, formodentlig så lavt som 10,0 mg/kg.

En projektspecifik PNEC for kobber anbefales på **40 mg/kg**, hvilket er baseret på HC5 fra en større risikovurderingsrapport og en sikkerhedsfaktor på 2 (se ovenfor).

3.2.7 Kviksølv

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af kviksølv i danske jorde fundet i et spænd fra 0,001-0,12 mg/kg (5-95% fraktil) med en median på 0,04 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 0,011 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Kviksølv bindes rimeligt stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 8946 (l/kg) (gennemsnit af 4 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

Der er kun få lande, der har fastsat EQS for kviksølv i jord. Nærmere bestemt Canada, Holland og Danmark – og i alle tilfælde kun for den uorganiske andel. Her det danske jordkvalitetskriterium på 0,1 mg/kg det laveste og henholdsvis 3 og 66 gange lavere end det hollandske og det canadiske. Der findes ikke en EU-risikovurderingsrapport for kviksølv.

¹⁶ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/transitional-measures/voluntary-risk-assessment-reports>

En projektspecifik PNEC for uorganisk kviksølv anbefales på **0,1 mg/kg**, hvilket svarer til det danske jordkvalitetskriterium (Tabel 3-2)

3.2.8 Mangan

Mangan er vidt udbredt i jordskorpen, men er meget dårligt undersøgt når det kommer til økotoxikologiske effekter, ligesom der ikke er solide landsdækkende data for det naturlige indhold i danske jorde.

Kun US-EPA har offentliggjort et Eco-SSL på 220 mg/kg, som baserer sig på et sæt ældre data for planter.

I fire studier fra Eco-SSL rapporten er der angivet såkaldte "Maximum acceptable toxicant concentration" (MATC), som er det geometriske gennemsnit af NOEC og LOEC. De fire MATC er 71, 71, 707 og 707 mg/kg for arterne byg, byg, bomuld og nilgræs og bygger i alle tilfælde på vækst som målparameter. De 220 mg/kg er det geometriske gennemsnit af disse fire. For invertebrater blev der i samme rapport angivet tre reproduktive EC20-værdier på 116, 1209 og 629 mg/kg for enchytræer, springhale og regnorm. Baseret på disse data og en ekstrapolation til data, som er sammenlignelige med NOEC/EC10 samt en sikkerhedsfaktor på 50 (to trofiske niveauer) kan der estimeres en PNEC et stykke under 10 mg/kg, hvilket formodentlig er under det naturlige indhold af langt de fleste danske jorde. I USA er baggrundskoncentrationen således estimeret til at ligge mellem 400 og 500 mg/kg (median). Dette taler for, at en PNEC på under 10 mg/kg skal opfattes som en tilført koncentration, m.a.o. at PNEC_{jord} vil være baggrundskoncentrationen plus EQS. I FOREGS¹⁷ databasen er medianværdien for fem danske top-jorde fundet til at være på 135 mg/kg med minimum og maksimum på henholdsvis 19 og 415 mg/kg, med andre ord et stort spænd. Alt i alt har det ikke været muligt inden for rammerne af dette projekt at kvalitetssikre data og eventuelt genberegne PNEC på baggrund af dette, hvorfor der som PNEC er anvendt det laveste internationale EQS.

En projektspecifik PNEC for mangan anbefales på **220 mg/kg**, hvilket er baseret på det amerikanske EQS (Tabel 3-2). Risikoen ved en eventuel overskridelse skal dog tages med et stort forbehold da datamaterialet er meget spinkelt.

3.2.9 Molybdæn

Der findes ingen solide data om (baggrunds)koncentrationer af molybdæn i danske jorde. Molybdæn bindes meget let til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 36 (l/kg) (gennemsnit af 4 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

De internationale EQS for molybdæn ligger på niveau med det danske JKK på 2 mg/kg, dvs. mellem 3 og 5 mg/kg. Baggrundsniveauet i jord angives i Danmark at være mindre end 0,1 mg/kg¹⁸.

En projektspecifik PNEC for molybdæn er anbefalet på **2,0 mg/kg**, hvilket bygger på det danske jordkvalitetskriterium (tabel 3.2).

¹⁷ FOREGS-EuroGeoSurveys Geochemical Baseline Database. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php>

¹⁸ <https://mst.dk/media/92438/Molybden%20dec2002.pdf>

3.2.10 Nikkel

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af nikkel i danske jorde fundet i et spænd fra 0,9-15,1 mg/kg (5-95% fraktil) med en median på 5,0 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 1,5 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Nikkel bindes relativt stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 16761 (l/kg) (gennemsnit af 139 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

Nikkel er på linje med cadmium, kobber og zink et af de bedst undersøgte metaller. Der foreligger et stort sæt økotoxikologiske data, der alle er kvalitetsvurderet i EU's risikovurderingsrapport fra 2008. Nikkels giftighed for jordbundsdyr er stærkt styret af jordtypen eftersom denne styrer biotilgængeligheden, og der er derfor i EU's RAR beregnet PNEC for seks forskellige EU-scenarier (jordtyper), herunder ét for en dansk landbrugsjord (Jyndevad; pH = 6.3, CEC = 10.4 cmol/kg). PNEC er fastsat som HC5/2, hvor HC5 er funderet på økotoxikologiske data for jordbundsdyr, planter og mikrobielle processer, alle normaliseret til den danske jordtype. HC5 blev fundet til at være 47,5 hvorfor PNEC kan fastsættes som 23,75 mg/kg eller 24 mg/kg i runde tal. Dette er ikke markant forskelligt fra EQS fra andre lande. Det skal dog bemærkes, at EU's RAR fastsatte en HC5 for en sur svensk sandjord så lavt som 8,3 mg/kg, hvilket indikerer, at i tilfældet med sure sandjorde bør en lokal-specifik PNEC være på 4,2 mg/kg - også i danske tilfælde.

En projektspecifik PNEC for nikkel anbefales på **24 mg/kg**, hvilket bygger på EU's risikovurderingsrapport (se ovenfor).

3.2.11 Bly

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af bly i danske jorde fundet i et spænd fra 4,5-19,2 mg/kg (5-95% fraktil) med en median 11,3 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 8,7 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Bly bindes meget stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 171.214 (l/kg) (gennemsnit af 204 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

For bly er der stor variation i de nationale EQS, idet de spænder fra 50-710 mg/kg. Det danske JKK er fastsat til 50 mg/kg. Der foreligger ikke en EU RAR, men derimod på linje med kobber en såkaldt "Voluntary Risk Assessment Report" (VRAR)⁸. I denne er der på baggrund af 44 data beregnet en HC5 på 86 mg/kg. Denne er dog i VRAR korrigeret for biotilgængelighed, ved at en biotilgængelighedsfaktor på 4,2 er multipliceret på de enkelte NOEC-data ud fra nogle generiske betragtninger om forskellen mellem effekter set i laboratoriestudier og feltstudier med historisk ældet blyforurening. Ved denne korrektionsmetode blev HC5 beregnet til 333 mg/kg og en tilhørende PNEC på 166 mg/kg, idet en sikkerhedsfaktor på 2 blev anvendt.

Da risiko i denne rapport ønskes beregnet uden inddragelse af ældningsprocesser, er det til brug i denne rapport vurderet, at den ukorrigerede HC5 på 86 mg/kg kan anvendes til at estimere en PNEC værdi ved hjælp af en sikkerhedsfaktor på 2, hvilket giver en PNEC på 43 mg/kg, hvilket er på niveau med det danske JKK.

En projektspecifik PNEC for bly anbefales på **43 mg/kg**, hvilket bygger på beregninger fra en "Voluntary Risk Assessment Report" (VRAR) (se ovenfor).

3.2.12 Selen

Der findes ingen solide data om (baggrunds)koncentrationer af selen i danske jorde. Selen bindes meget relativt stærkt til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 43937 (l/kg) (gennemsnit af 63 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

Relativt få EQS er fundet for selen. Det laveste på 0,52 mg/kg er det amerikanske SSL. Dette bygger på giftighed over for planter, idet SSL for jordbundsdyr er fastsat til 4,1 mg/kg. Det canadiske og det danske EQS er begge fastsat til 1,0 mg/kg. Eco-SSL er fastsat som den geometriske middelværdi af seks MATC- og EC20-værdier for planter. MATC er beregnet som den geometriske middelværdi af NOEC og LOEC. Den laveste EC20-værdi var på 0,1 mg/kg og dækker væksthæmning hos lucerne i en jord med 0,1% organisk materiale og pH 6.3. Datamaterialet for Eco-SSL indeholdt desuden sublethale studier med regnorm, enchytræer og springhaler. Alt i alt et fornuftigt datamateriale om end giftighed over for mikroorganismer og jordbundsprocesser ikke er dækket. Forudsættes det, at disse ikke er mere følsomme ville en PNEC fastsat ud fra grundprincipperne i REACH således kunne beregnes at ligge lavere end 0,01 mg/kg

Det har ikke været muligt at finde landsdækkende data for baggrundskoncentrationen af selen i danske jorde, men Danmark og det øvrige Norden ligger i et område med meget lavt naturligt indhold af selen i jorden. Selenindholdet i danske jorde er således opgivet til at være mellem 0,1 og 1,6 mg/kg jord. En PNEC på 0,01 mg/kg vil derfor være et stykke under den naturlige baggrundskoncentration.

Der er en snæver margin mellem de koncentrationer hvor toksiske effekter set hos nogle organismer og mangelsymptomer observeres hos andre. Dette er specielt udpræget for planter og afhænger i høj grad af de lokale jordbundsforhold eftersom både giftighed og mangelsymptomer afhænger af f.eks. pH og tilstedeværelsen af andre ioner.

En projektspecifik PNEC for selen anbefales på **0,5 mg/kg**, hvilket bygger på det amerikanske Eco-SSL (Tabel 3-2), idet det dog skal bemærkes at denne kan ligge under det naturlige indhold i visse områder.

3.2.13 Zink

I en landsdækkende monitoring er totalindholdet af zink i danske jorde fundet i et spænd fra 5,8-59,7 mg/kg (5-95% fraktil) med en median på 26,8 mg/kg. Medianværdien for naturjorde var 7,7 mg/kg (Jensen m.fl. 1996). Zink bindes moderat til jorden med en Kd-værdi (total koncentration/opløst koncentration) på 11.615 (l/kg) (gennemsnit af 302 jorde) (Sauvé m.fl. 2000).

Zink er endog særdeles godt undersøgt og der foreligger en gennemgribende risikovurderingsrapport i EU regi. I denne EU RAR indgår således 97 data for mikrobielle processer i jord samt 74 individuelle data for planter og jordbundsdyr. Mange data dækker dog studier med de samme organismer, men der foreligger data for 4 arter af invertebrater og 16 plantearter. Generelt anbefales det, at hver art kun er repræsenteret med et datapunkt i en SSD. De laveste NOEC-værdier for mikrobielle processer og arter var henholdsvis 17 og 52 mg/kg.

Alt efter hvordan data blev kombineret blev der estimeret HC5 på mellem 27 og 58 mg/kg. EU RAR anbefaler at bruge en PNEC på 26 mg/kg, hvilket kan føres tilbage til HC5 (52 mg/kg) for alle data for planter og invertebrater kombineret med en sikkerhedsfaktor på 2. Denne PNEC på 26 mg/kg er fastsat i EU's risikovurderingsrapport som en såkaldt tilført PNEC, det vil sige, at baggrundskoncentrationen skal adderes.

Baggrundskoncentrationen (5%-fraktilen) fundet i danske jorde er på 5,8 mg/kg. Mediankoncentrationen i danske landbrugs- og naturjorde var henholdsvis 29,1 og 7,7 mg/kg. En nyere undersøgelse fandt dog en langt højere middelsoncentration på landbrugsjorde langtidsgødet

med svinegylle på 47,7 mg/kg. Der kan derfor anbefales en PNEC på 32 mg/kg, udtrykt som totalconcentrationen af zink, der er baseret på en PNEC (tilført) på 26 mg/kg og en baggrundsconcentration på cirka 6 mg/kg.

En projektspecifik PNEC for zink anbefales på **32 mg/kg**, hvilket stammer fra EU's risikovurderingsrapport og viden om det danske baggrundsniveau (se ovenfor).

3.2.14 Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH)

Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) omfatter en stor gruppe (> 200 stoffer) af kulbrinter, der består af to eller flere (op til 6) aromatiske ringe. PAH vil altid findes som blandinger, eftersom spredning i miljøet sker ved en række forbrændingsprocesser, spild af olie og benzin eller ved gamle tjæreforureninger, som f.eks. på de nu nedlagte tjærepladser for fiskenet. Generelt vil PAH med få ringe have en væsentlig højere vandopløselighed og flygtighed end de tungere PAH med flere ringe.

Baseret på en gennemgang af økotoxikologiske data, publicerede Miljøstyrelsen i 2011 (Jensen 2011) et sæt af PNEC for adskillige PAH stoffer (se Tabel 3-3). Derudover foreligger der en EU RAR fra 2008 hvor de enkelte PNEC er gengivet i Tabel 3-4.

Tabel 3-3 Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier (mg/kg tørvægt) jf. Jensen (2011).

PAH	Forslag til PNEC (mg/kg)
Acenaphthen	0,03
Acenaphthylen	0,2
Anthracen	0,1
Benz(a)anthracen	--
Benz(ghi)perylene	--
Benz(a)pyren	8,5
Benz(b+j+k)fluoranthren	--
Chrysen	--
Dibenz(a,h)anthracen	--
Flouren	0,8
Fluoranthren	1,3
Indeno(1,2,3-cd)pyren	--
Naphthalen	1,1
Perylen	--
Phenanthren	2,3
Pyren	0,5

* Benz(b)fluoranthren

Tabel 3-4 EU's værdier for de forskellige PAH for jordlevende organismer samt information om hvilken sikkerhedsfaktor og organisme, der er anvendt.

Kemisk forbindelse	PNEC jord (mg/kg)	AF	Art
Naphthalen	1.0	10	<i>F. candida</i>
Anthracen	0.13	50	<i>F. fimetaria</i>
Phenanthren	1.8	10	<i>F. fimetaria</i>

Kemisk forbindelse	PNEC jord (mg/kg)	AF	Art
Fluoranthen	1.5	10	Nitrification
Pyren	1.0	10	<i>F. candida</i>
Fluoren	1.0	10	<i>F. fimetaria</i>
Acenaphthylen	0.29	100	<i>F. fimetaria</i>
Acenaphthen	0.038	50	<i>Lactuca sativa</i>
Chrysen	0.55	EqP	
Benzo(a)anthracen	0.079	10	<i>Oniscus asellus</i>
Benzo(b)fluoranthen	0.28	EqP	
Benzo(ghi)perylene	0.17	EqP	
Benzo(k)fluoranthen	0.27	EqP	
Benzo(a)pyren	0.053	10	<i>Porcellio scaber</i>
Dibenzo(a,h)anthracen	0.054	EqP	
Indeno[123cd]pyren	0.13	EqP	

Den største forskel mellem de danske JKK-forslag og de PNEC, der findes i EU RAR, er for benz(a)pyren hvor det danske JKK er markant højere end EU's PNEC. EU's risikovurdering af PAH indeholder en estimeret PNEC-værdi for benz(a)pyren på 0,053 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof. Denne PNEC er baseret på data fra forsøg, hvor bænkebidere (isopoder) blev fodret med PAH-forurenede føde (blade). En sådan ekstrapolering fra bladmateriale med 90% organisk materiale til en jord med 3,4% organisk materiale er behæftet med stor usikkerhed og medfører en PNEC-værdi, som er markant lavere end den, der kan fastsættes på baggrund af forsøg med (andre) jordlevende invertebrater eksponeret via PAH-forurenede jord. PNEC i EU RAR er baseret på en 10% nedgang i fødeudnyttelse (vækst/(fødeindtag-udskillelse)) hos bænkebidere. I samme studie blev det konstateret, at selv om fødeudnyttelsen tilsyneladende var svagt nedsat, blev dyrenes friskvægt ikke påvirket. Derudover havde benz(a)pyren en positiv effekt på reproduktionen i dette langtidforsøg.

Kort sagt så foreligger der en række spændende økotoxikologiske forskningsstudier med PAH og bænkebidere, der samlet set i enkelte tilfælde har fundet svage effekter når dyrene fodres med eksponeret bladmateriale. Når det anbefales ikke at inddrage disse i en fastsættelse af PNEC skyldes det: 1) ingen af disse studier er baseret på validerede standardforsøg; 2) effekterne er svage og ikke entydige; 3) ekstrapolering fra effekter observeret i fodringsforsøg (koncentration i bladmateriale) til en eksponering i en standard jord er behæftet med stor usikkerhed. Samlet set gør det ikke data egnet i risikovurderingssammenhæng.

Canada har EQS for en række individuelle PAH. De fleste ligger på 0,1 mg/kg. Undtaget er dog anthracen på 2,5 mg/kg; benz(a)pyren på 20 mg/kg; fluoranthen på 50 mg/kg; naphthalen på 0,013 mg/kg og phenanthren på 0,046 mg/kg. UK har fastsat et SSV på 0,15 mg/kg for benz(a)pyren baseret på regnormedata og en sikkerhedsfaktor på 10. Det har dog ikke været muligt at finde original referencen/data, hvorfor studiet ikke kan evalueres. US EPA har fastsat Eco-SSL for to grupper af PAH – hhv. lav og høj molekylvægt – på henholdsvis 29 og 18 mg/kg. Disse to Eco-SSL skal forstås som henholdsvis summen af PAH med fire eller færre aromatiske ringe og summen af PAH med mere end fire aromatiske ringe. I Holland foreligger der et TV og IV for summen af 10 PAH på henholdsvis 1 og 40 mg/kg. De 10 PAH er anthracen, benzo(a)anthracen, benzo(k)fluoroanthren, benzo(a)pyren, chrysen, phenanthren, fluoroanthren, indeno(1,2,3-cd)pyren, naphthalen og benzo(ghi)perylene. TV kan repræsentere en PNEC, men er i Holland blevet erstattet af en baggrundsbaseret værdi på 1,5 mg/kg. Der er ikke mange målrettede undersøgelser af baggrundsniveauet i Danmark. Det er dog tidligere konkluderet, at baggrundsniveauet for dansk jord uden belastning fra punktkilder eller trafik skønnes at være mindre end 0,05-0,1 mg total PAH/kg, baseret på målinger fra landområder

samt arealer uden længerevarende belastning fra trafik. Derimod har jorden i byerne og tætere på trafikerede områder et øget "baggrunds niveau" forårsaget af diffus forurening (Miljøstyrelsen 2002).

Et projektspecifikt sæt af PNEC-værdier for individuelle PAH anbefales som angivet i Jensen (2011), se tabel 3.3 ovenfor.

3.2.15 Decan

Decan er principielt en gruppe af alkanhydrokarboner med den kemiske formel $C_{10}H_{22}$, men betegnelsen anvendes dog oftest for den isomer, der betegnes *n*-decan med formlen $CH_3(CH_2)_8CH_3$ og CAS nr. 124-18-8. Som alkan er *n*-decan fedtopløselig med en logKow på 5,86. Decan anvendes som indikator for kulbrinter i intervallet C_{10} - C_{15} .

Der foreligger ikke mange økotoxikologiske undersøgelser af dette stof, og der er ikke fundet eksisterende miljøkvalitetskriterier/-standarder for stoffet. US EPA's ECOTOX Database indeholder en række data for effekter af stoffet på akvatiske organismer repræsenterende flere trofiske niveauer, men ingen relevante data for terrestriske arter. Hvad angår de akvatiske organismer foreligger der data fra en række korttidsstudier, f.eks. LC50 (2 dage) på 1,3 mg/l for *Daphnia magna*, en EC50 (24 timer) for algen *Thalassiosira pseudonana* på 0,016 mg/L, mens fisk er langt mindre følsomme, LC50 (1-4 dage) > 500 mg/L.

Langtidsstudier fremgår derimod af registreringsdossieret for stoffet under REACH på EU's kemikalieagentur, ECHAs, hjemmeside. Her refereres der for fisk en NOEC (28 dage) på 0,111 mg/L for vækst, en NOEC (21 dage) for ferskvandsinvertebrater på 0,194 mg/L og en NOEC (72 timer) for ferskvandsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* på 3 mg/L baseret på biomasse. NOEC for alger var baseret på studier med alkaner i størrelsen C_9 - C_{11} , som *n*-decan selvsagt qua navnet (deca = 10) falder ind under.

Specielt resultatet for saltvandsalgen *Thalassiosira pseudonana* springer i øjnene. Data stammer fra en lokal nyhedsbrevslignende publikation (Flødevigen rapportser) fra Flødevigen Manne Research Station i Norge (Andersen m.fl. 1990). Publikationen har derfor formodentlig ikke fulgt den gængse peer review process. Data viser en initial stimulering af algernes fotosyntese (målt som optage af ^{14}C) – ofte kaldet hormesis - efterfulgt af et skarpt fald. Målte man antallet af celler viste dette, at stigende koncentrationer af decan resulterede i en forlængelse af lag-fasen (initial fase uden vækst). Efter lag-fasen var vækstraten sammenlignelig med kontrollen. Den ekstremt høje følsomhed observeret i dette studie, sammenlignet med ferskvandsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*, og den usikre kvalitetssikring i studiet qua publikation som en ikke peer-review artikel, gør at der i denne sammenhæng ses bort fra studiet.

Når der ses bort fra studiet med *Thalassiosira pseudonana* kan PNEC bestemmes ud fra de tre kroniske NOEC for fisk, daphnia og ferskvandsalgen *Pseudokirchneriella subcapitata*. PNEC bestemmes ud fra den laveste NOEC og en sikkerhedsfaktor på 10.

Da der foreligger både korttids- og langtidsresultater på tre trofiske niveauer kan der til fastsættelse af PNEC efter Assessment Factor (AF)-metoden (se afsnit 2.2.3) benyttes en AF = 10 og man får da for *n*-decan følgende PNEC for ferskvandsmiljøet idet NOEC = 0,111 mg/l (fisk) lægges til grund:

$$PNEC_{\text{vand}} = 0,111 \text{ mg/l} / 10 = 0,011 \text{ mg/l}$$

Ud fra $PNEC_{\text{vand}}$ kan PNEC for jord ($PNEC_{\text{jord}}$) jf. ECHAs guidance dokument R.10 ved equilibrium partitioning-metoden beregnes som:

$$PNEC_{\text{jord}} = ((foc * Koc) / RHO_{\text{jord}}) * PNEC_{\text{vand}} * 1000$$

Hvor fraktionen af organisk carbon er 2 % ($f_{oc} = 0,02$) og K_{oc} bestemmes ud fra følgende simple QSAR model (Sabljić m.fl. 1995) for hydrofobe stoffer:

$$\log K_{oc} = (0,81 * \log K_{ow}) + 0,1$$

Hvor $\log K_{ow} = 5,86$ (jf REACH registreringsdossier)

Da $\log K_{ow} > 5$ for decan angiver REACH desuden at den fremkomne PNEC på baggrund af EqP yderligere divideres med en sikkerhedsfaktor på 10, idet det vurderes, at EqP er behæftet med større usikkerhed for stærkt lipofile stoffer grundet øget sandsynlighed for fødeoptag.

Herved fastsættes en **PNEC for jordlevende organismer på cirka 0,8 mg/kg**.

Dette bygger på følgende beregning: $PNEC_{jord} = 0,1 * [(0,02 * 70243) / 1700] * 0,011 * 1000$

3.2.16 Pentadecan

Pentadecan er en alkan hydrokarbon med den kemiske formel $C_{15}H_{32}$ og CAS nr. 629-62-9. Som en større alkan er pentadecan meget fedtopløselig med en $\log K_{ow}$ på 8,67. Pentadecan anvendes som indikator for kulbrinter i intervallet C_{15} - C_{20} .

Der foreligger meget få økotoxikologiske undersøgelser af dette stof og der er ikke fundet eksisterende miljökvalitetskriterier/-standarder for stoffet. US EPA's ECOTOX Database indeholder kun data for effekter på fire arter af myg. LC50 (24 timer) ligger for disse fire myggearter på mellem 96,71 og 117,93 mg/L.

I registreringsdossieret for stoffet under REACH på EU's kemikalieagentur, ECHAs, hjemmeside, er der inkluderet akutte toksitets data for fisk, invertebrater (*Daphnia*) og alger. Derudover er der beregnet kroniske NOEC på baggrund af QSAR modeller. Disse er dog ikke inkluderet her. Fælles for alle tre akutstudier var, at der ingen effekt blev fundet selv ved den højeste testkoncentration. Derfor kan det konkluderes, at LC50/EC50 for fisk, invertebrater og alger er henholdsvis >1028, >3193 og >10000 mg/L.

De få studier, der er fundet, har alle fundet en meget lav giftighed af pentadecan. Som en worst case beregning kan den laveste LC/EC50 fastsættes til 1028 mg/L og sikkerhedsfaktoren til 1000, hvorved der kan beregnes en konservativ PNEC for ferskvandsmiljøet på 1,0 mg/l, idet der lægges til grund at:

$$PNEC_{vand} = 1028 \text{ mg/l} / 1000 = 1,0 \text{ mg/l}$$

Ud fra $PNEC_{vand}$ kan PNEC for jord ($PNEC_{jord}$) jf. ECHAs guidance dokument R.10 ved equilibrium partitioning-metoden beregnes som:

$$PNEC_{jord} = ((f_{oc} * K_{oc}) / RHO_{jord}) * PNEC_{vand} * 1000$$

Hvor fraktionen af organisk karbon er 2 % ($f_{oc}=0,02$) og K_{oc} bestemmes ud fra følgende simple QSAR model (Sabljić m.fl. 1995) for hydrofobe stoffer:

$$\log K_{oc} = (0,81 * \log K_{ow}) + 0,1$$

Hvor $\log K_{ow} = 8,67$ (jf REACH registreringsdossier)

Herved fastsættes en foreløbig PNEC for jordlevende organismer på >15600 mg/kg

Dette bygger på følgende beregning: $PNEC_{jord} = ((0,02 * 13264778) / 1700) * 1,0 * 1000$

EqP-metoden anbefales generelt ikke til meget fedtopløselige stoffer, idet at det forventes at optag gennem føden for disse stoffer vil have en ikke ubetydelig betydning sammenholdt med passivt optag fra porevand. I disse tilfælde anbefales det derfor at anvende en yderligere sikkerhedsfaktor på 10, hvorfor den endelige PNEC for jordlevende organismer vil være **>1560 mg/kg**.

3.2.17 PCB

PCB kan forekomme i beton fra nedrevne byggerier, der er mere end 30 år gamle, på grund af afsmitning fra PCB-holdig fugemasse o.lign. omkring vinduer og døre, der tidligere var ret udbredt i dansk byggeri. PCB er en gruppebetegnelse for chlorerede biphenyler med varierende antal chloratomer (op til 8). Enkeltstofferne kaldes congenere og der er i alt 209 af disse i PCB-gruppen.

PCB28 (CAS nr. 7012-37-5) er i de tidligere projekter anvendt som indikator for PCB i forbindelse med udvaskningsberegningerne. Det er en PCB med tre chloratomer og dermed den mindste af de syv PCB'er, der i EU-sammensætning udgør standardindikatorerne for PCB-forurening. De øvrige – PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 og PCB180 – har mellem fire og seks chloratomer knyttet til biphenylkernen. PCB28 har LogKow = 5,67 og kan dermed ikke forventes at være ret mobil i jord, selv om den er den mest mobile af standard-PCB'erne (vurderet ud fra deres Kow-/Koc-værdier).

I CIRCA BC, som er EU's digitale system til lagring og deling af myndighedsdokumenter, er der angivet PNEC-værdier for en række Annex XV-stoffer (REACH), heriblandt en PNEC for vand for PCB28 på $3,19 \cdot 10^{-5}$ µg/l baseret på en $PNEC_{\text{vand}}$ for summen af PCB på 0,9 ng/l = $9 \cdot 10^{-4}$ µg/l og en antagelse om, at PCB28 udgør 3% af den samlede mængde. $PNEC_{\text{vand}}$ for de øvrige standard-PCB'er afviger ikke meget fra værdien for PCB28 (varierer mellem $1,6\text{-}3,5 \cdot 10^{-5}$ µg/l).

Omregner man $PNEC_{\text{vand}}$ for summen af PCB = $9 \cdot 10^{-4}$ µg/l til en $PNEC_{\text{jord}}$ ved brug af en Koc = 15070 (l/kg) (for PCB28, beregnet ud fra Kow i Danish (Q)SAR Database) får man:

$$PNEC_{\text{jord}} = ((0,02 \cdot 15070) / 1700) \cdot 9 \cdot 10^{-7} \cdot 1000 = 1,6 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg} = \mathbf{0,16 \mu\text{g/kg jord.}}$$

RIVM (2014) har beregnet en $PNEC_{\text{jord}}$ for topprædatorer repræsenteret ved mink (mårfamilien, vurderet at være den mest følsomme terrestriske dyregruppe) på 0,046 µg Σ7PCB/kg jord (hollandsk standardjord med 5,88% O.C.), baseret på en NOEC på 2,8 µg Σ7PCB/kg.

Omregnes denne PNEC til en EU standardjord med 2% O.C. fås **$PNEC_{\text{jord}} = 0,016 \mu\text{g} \Sigma 7\text{PCB/kg jord}$** . Denne PNEC tager også højde for fødekædeeffekter ift. topprædatorer (mår dyr, som er de mest følsomme, repræsenteret ved mink), hvilket kan forklare forskellen på en faktor 10 ift. PNEC'en udregnet på basis af data for effekter på vandorganismer.

3.2.18 Lignosulfonater

Lignosulfonater repræsenteres her ved en af de almindeligst anvendte stoffer inden for denne gruppe, nemlig calciumlignosulfonat (CAS nr. 8061-52-7). Lignosulfonater er afledte forbindelser af naturstoffet lignin, der er hovedbestanddelen i træ, og fremkommer ved sulfonering af træmasse i forbindelse med produktion af cellulose. Stoffet har ifølge Danish (Q)SAR Database et meget lavt damptryk og en opløselighed i vand på 137 mg/l samt en Log Kow på 0,91. Koc beregnet ud fra Kow er 51 (l/kg) (afrundet). Stoffet er ikke let bionedbrydeligt.

Der foreligger kun yderst få økotoxikologiske data for stoffet, som heller ikke er registreret under REACH. Der er derfor valgt at benytte modelberegne effektværdier fra Danish (Q)SAR Database som udgangspunkt for fastsættelse af en PNEC-værdi til brug for dette projekt.

Dette udgangspunkt er valgt fordi databasen angiver den mest konservative (laveste) effektværdi for vandorganismer, nemlig en LC₅₀ (96 timer) for elritse (fathead minnow) = 127 mg/l. Stoffet er noget mindre toksisk over for invertebrater (oftest dafnier) og alger.

Der foreligger således kun resultater for stoffet fra korttidsforsøg på tre trofiske niveauer, og der skal derfor til fastsættelse af PNEC efter Assessment Factor (AF)-metoden (se afsnit 2.2.3) benyttes en AF = 1000. Man får da for calciumlignosulfonat følgende PNEC for ferskvandsmiljøet idet LC₅₀ = 127 mg/l lægges til grund:

$$\text{PNEC}_{\text{vand}} = 127 \text{ mg/l} / 1000 = 0,127 \text{ mg/l}$$

Da lignosulfonater på grund af deres vandopløselighed altovervejende må forventes at forekomme i jordens porevand og ikke bundet til selve jordmatricen, foreslås det at anvende **PNEC_{vand} = 0,127 mg/l** til risikovurderingen for lignosulfonater.

3.2.19 Sulfonerede naphthalenforbindelser

Sulfonerede naphthalenforbindelser, her repræsenteret ved Na-naphthalensulfonat (CAS nr. 9084-06-4), er ikke registreret under REACH og i det hele taget er det en stofgruppe, der kun findes meget begrænset med relevante miljødata for. Ifølge Danish (Q)SAR Database angiver et meget lavt damptryk (ca. 10⁻¹⁸ Pa), en vandopløselighed på 1,85 mg/l, en Log Kow på 2,26 og en deraf afledt Koc på 150 l/kg. Stoffet vurderes ikke at være let bionedbrydeligt.

US EPA's ECOTOX Database indeholder data fra et enkelt studie på *Daphnia magna*, som imidlertid er et langtidsstudie over 45 dage, der havde til formål at studere om der var sammenhæng mellem reproduktionstests med dafnier og observerede effekter på populationsniveau. Resultaterne (langtids EC50-værdier) vurderes dog ikke at være velegnede i den aktuelle sammenhæng da de ikke er direkte sammenlignelige med EU's kriterier for fastsættelse af PNEC-værdier, der er baseret på akutte EC50-værdier og kroniske NOEC-værdier.

Danish (Q)SAR Database (tilgået oktober 2018) angiver korttids LC50/EC50-værdier for fisk, dafnier og alger beregnet med modellen EPI ECOSAR. Den laveste af de rapporterede effekt-niveauer er EC50 for alger (growth; 96 h) = 980 mg/l. Der foreligger således kun korttidsdata for tre trofiske niveauer, hvorfor der til fastsættelse af PNEC_{vand} skal benyttes en Assessment Factor (AF) = 1000:

$$\text{PNEC}_{\text{vand}} = 980 \text{ mg/l} / 1000 = 0,98 \text{ mg/l}$$

Koc er i databasen beregnet til 150 (afrundet) og PNEC for jordlevende organismer kan da fastsættes som følger:

$$\text{PNEC}_{\text{jord}} = ((0,02 * 150)/1700) * 0,98 * 1000 = 1,73 \text{ mg/kg jord.}$$

PNEC_{vand} og PNEC_{jord} er således næsten ens, men det foreslås at benytte **PNEC_{jord} = 1,73 mg/kg** til risikovurderingen.

3.2.20 Kolofonium

Kolofonium (CAS nr. 8050-09-7) er også kendt under navnet 'rosin', som er betegnelsen for den faste form af en blanding naturlige organiske syrer af vegetabilsk oprindelse, 'resin', særligt fra fyrretræer o.lign. (harpiks), hvor flygtige forbindelser som terpener er dampet fra. Blandingen består af molekyler (organiske syrer) af betydeligt varierende størrelse, hvorfor der også er en betydelig spændvidde i kolofoniums fysisk-kemiske og andre egenskaber. Der benyttes i denne sammenhæng fysisk-kemiske data for en af de mest vandopløselige og mobile forbindelser, natriumbietat, som ifølge REACH-registreringsdossieret har en Koc på 7,5 (l/kg) (der er rapporteret Koc-værdier for rosin-forbindelser på op til 11650 l/kg).

Bemærkningen om spændvidde gælder også de økotoksikologiske effekter. Således angives det i REACH registreringsdossieret på ECHA's hjemmeside, at den laveste akutte effektværdi blandt standard testorganismegrupperne (fisk, dafnier, alger) er en EC50 værdi (48 h, mortality) for *Daphnia magna* på 1,6 mg/l. Omvendt angiver Environment Canada (20119 i et review om "resin acids and rosin acids" en laveste akutværdi for dafnier (EC50, 48 h) på 911 mg/l, mens LC50/EC50 for fisk og alger begge var >1000 mg/l (undersøgelser på det beslægtede stof 'rosin, hydrogenated' CAS 65997-06-0). Det formodes, at den mest følsomme effektværdi hører til en af de relativt små organiske syrer i rosin, dvs. en af dem med ret høj vandopløselighed (og lav Kow/Koc).

Til brug for fastsættelse af PNEC benyttes konservativt EC50 for dafnier = 1,6 mg/l og en Assessment Factor, AF = 1000. Man får da følgende PNEC for ferskvandsmiljøet:

$$PNEC_{\text{vand}} = 1,6 \text{ mg/l} / 1000 \approx 0,002 \text{ mg/l}$$

Da det benyttede indikatorstof, natriumabietat, er meget vandopløseligt og vil have ringe binding til seve jordmatricen, foreslås det at anvende **PNEC_{vand} = 0,002 mg/l** til risikovurderingen for kolofonium.

3.2.21 Thiocyanater

Der findes mange forskellige thiocyanater, men der er til dette projekt peget på CAS nr. 540-72-7, som er natriumthiocyanat. Der foreligger ikke mange økotoksikologiske undersøgelser af dette stof og der er ikke fundet eksisterende miljøkvalitetskriterier/-standarder for stoffet. Natriumthiocyanat er ifølge REACH-registreringsdossieret meget vandopløseligt (>1000 g/l) og har en Log Kow på -2,52. Stoffet er let bionedbrydeligt.

US EPA's ECOTOX Database indeholder en række data for effekter af stoffet på akvatiske organismer repræsenterende flere trofiske niveauer, men ingen relevante data for terrestriske arter. Hvad angår de akvatiske organismer foreligger der fra et ikke-verificerbart studie fra 1974 en LC50 (4 dage) på 0,3 mg/l for *Daphnia magna*: Denne værdi forekommer dog urealistisk lav i lyset af de betydeligt højere effektværdier, der foreligger for andre akvatiske organismer/arter, heriblandt flere andre arter af krebsdyr. Flere af studierne i ECOTOX-databasen er i øvrigt mange år gamle og ikke udført efter nogen kendt guideline.

Til brug for fastsættelse af en PNEC-værdi for thiocyanater (natriumthiocyanat) foreslås i stedet benyttet de effektværdier, der fremgår af registreringsdossieret for stoffet under REACH på EU's kemikalieagentur, ECHAs, hjemmeside. Her refereres der data, der stammer fra både korttids- og langtidsstudier på fisk, invertebrater (dafnier) og alger. Den mest følsomme organisme var *Daphnia magna* for hvilken EC50 (48 h) var 3,56 mg/l og NOEC (21 d, reproduktion) var 1,25 mg/l.

Da der foreligger både korttids- og langtidsresultater på tre trofiske niveauer kan der til fastsættelse af PNEC efter Assessment Factor (AF)-metoden (se afsnit 2.2.3) benyttes en AF = 10. Man får da for natriumthiocyanat følgende PNEC for ferskvandsmiljøet idet NOEC = 1,25 mg/l lægges til grund:

$$PNEC_{\text{vand}} = 1,25 \text{ mg/l} / 10 = 0,125 \text{ mg/l}$$

Da natriumthiocyanat er meget vandopløseligt og derfor altovervejende vil forekomme i jordens porevand og ikke bundet til selve jordmatricen, anvendes **PNEC_{vand} = 0,125 mg/l** til risikovurderingen for Na-thiocyanat.

3.2.22 Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater

Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater (CAS nr. 64787-97-9) er ikke registreret under REACH og i det hele taget er datagrundlaget for dette stof meget spinkelt. De data, der foreligger, er for komponenten (monomeren) melamin. Dette stof er ifølge Danish (Q)SAR Database blandbart med vand, har en Log Kow på -0,38 og en Koc afledt fra Kow-værdien på mellem 0,0002 og 1 (l/kg).

I databaser dækket af OECD's eChemPortal er der fundet enkelte værdier for melamin fra korttidsstudier med fisk, dafnier og alger, således følgende værdier i den tyske miljøstyrelse, UBA's (Umweltbundesamt) GSBL-database:

- Fisk (*Leuciscus idus*) LC50 (48 h) = 560 mg/l
- Dafnier (*Daphnia magna*) EC50 (48 h) = 620 mg/l
- Alger (*S. suspicatus*) EC50 (72 h) = 150 mg/l; EC10 = 85 mg/l. (baseret på growth rate)

Der foreligger således korttidseffektværdier på tre trofiske niveauer (fisk, dafnier, alger) samt en EC10 = 85 mg/l fra et flergenerationsstudie på alger. Da EC10-værdien imidlertid er for alger og står alene benyttes dog jf. ECHA's guideline laveste akutte LC₅₀/EC₅₀, dvs. EC₅₀ = 150 mg/l for alger og en AF = 1000 til fastsættelse af PNEC_{vand}:

$$\text{PNEC}_{\text{vand}} = 150 \text{ mg/l} / 1000 = 0,15 \text{ mg/l}$$

Da melamin er meget vandopløseligt og har en meget lav Kow-værdi vil stoffet altovervejende forekomme i jordens porevand og ikke bundet til selve jordmatricen. Derfor anvendes **PNEC_{vand} = 0,15 mg/l** direkte til risikovurderingen for sulfonerede melamin-formaldehydkondensater (melamin).

3.2.23 Isothiazolinoner (MIT og MCIT)

Isothiazolinoner som MIT og MCIT (m.fl.) er biocider, der ofte anvendes som såkaldte 'in-can preservatives'. Stoffet er, hvis funktion er at beskytte et produkt mod nedbrydning forårsaget af mikroorganismer (bakterier, svampe), mens produktet befinder sig i emballagen, men som ikke er tiltænkt en biocid effekt i forbindelse med anvendelsen af produktet. I forbindelse med beton anvendes MIT (CAS nr. 2682-20-4) og MCIT (CAS nr. 26172-55-4) således til at konservere nogle af de øvrige organiske betontilsætningsstoffer indtil anvendelsestidspunktet og vil dermed også kunne findes i ganske små mængder i den færdige beton da disse stoffer er virksomme i lave koncentrationer.

MIT, men ikke MCIT, er registreret under REACH og der findes således på ECHA's hjemmeside et registreringsdossier for stoffet, der bl.a. giver fysisk-kemiske og økotoxikologiske data for stoffet. MIT er meget vandopløseligt (489 g/l) og har en Log Kow på -0,486. Der er angivet Kd-værdier for relevante jordtyper på mellem 0,10 og 0,27 (l/kg) med tilhørende Koc-værdier på 6,9-7,7 (l/kg). Stoffet er ikke let bionedbrydeligt.

De økotoxikologiske data vedrører altovervejende akvatiske organismer. I registreringsdossieret angives data for såvel akutte som kroniske studier på fisk, invertebrater og alger samt sedimentlevende organismer (børsteorme). Den mest følsomme art var grønalgen *Selenastrum capricornutum* med en NOEC (72 h, vækstrate) på 0,050 mg/l.

Da der således foreligger både akutte og kroniske data for organismer på tre trofiske niveauer kan der til beregningen af PNEC_{vand} for MIT anvendes en AF = 10 og man får da:

$$\text{PNEC}_{\text{vand}} = 0,050 \text{ mg/l} / 10 = 0,005 \text{ mg/l} = 5 \text{ } \mu\text{g/l}$$

Der foreligger desuden en EU Risk Assessment Report for MIT anvendt som biocid under Produkttype 13 (Slovenia, 2014), hvor **PNEC_{vand} er beregnet til 0,0039 mg/l** (= 3,9 µg/l) baseret

på det geometriske gennemsnit af E_rC_{10} for algerne *Pseudokierchneriella subcapitata* og *Skeletonema costatum*, ligeledes med anvendelse af en $AF = 10$. Denne PNEC-værdi ligger med andre ord tæt på den, der kan beregnes ud fra oplysningerne i REACH-dossieret.

I RAR'en for MIT (Slovenia, 2014) beregnes desuden en PNEC for jord baseret på data fra korttidstest på regnorme, planter og jordmikroorganismer. Den mest følsomme organisme-gruppe var planter (rødkløver), hvor EC50 (endpoint: vægt af skud) blev fundet til 18 mg/kg dw og $PNEC_{\text{jord}}$ blev beregnet herudfra ved anvendelse af en $AF = 1000$ og en omregningsfaktor fra tør til våd jord på 1,13 og et O.M. indhold på 3,4%:

$$PNEC_{\text{jord}} = (18 / 1.13 * (0,034 / 0,013)) / 1000 = 0,042 \text{ mg/kg jord ww.}$$

Der synes ikke at foreligge detaljerede data for MCIT alene idet en RAR for MCIT/MIT anvendt som biocider under Produkttype 6 (France, 2015) kun henviser til vanddata for enten MIT alene eller til kombinerede MCIT/MIT-data fra Dow Chemicals, der ikke redegør nærmere for sammensætningen. Data indikerer dog, at MCIT er mere toksisk end MIT i vandmiljøet idet man angiver en $PNEC_{\text{vand}}$ for MCIT/MIT = 0,00049 mg/l, ligeledes baseret på data for alger. Modsat er MIT noget mere opløseligt og mobilt end MCIT (Koc er på 6,4-10 for MIT og 39-421 for MCIT), hvilket i nogen grad kan tænkes at modsvare den lavere toksicitet af MIT.

Da både MIT og MCIT således er meget vandopløselige og mobile i jordmiljøet, særligt MIT, foreslås det, på linje med de øvrige meget hydrofile betontilsætningsstoffer, at vurderingen af miljørisiko baseres på $PNEC_{\text{vand}}$ og direkte sammenligning med den beregnede porevands-koncentration.

Det foreslås at benytte PNEC-værdien for MIT fra EU RAR'en ($PNEC_{\text{vand}} = 0,0039 \text{ mg/l} = 3,9 \mu\text{g/l}$) (Slovenia, 2014) da denne værdi er mere konservativ og i øvrigt baseret på et større datasæt end REACH-dossieret. PNEC-værdien for MIT foreslås anvendt frem for den for MCIT på baggrund af ovenstående argumentation vedr. stoffernes mobilitet samt den dårligere data-dokumentation for MCIT.

3.3 Diskussion

Der er i dette kapitel beskrevet baggrund for og givet forslag til PNEC-værdier for en række metaller/metalloider samt nogle organiske komponenter og forureninger, der kan forekomme i nedknust asfalt og/eller beton/tegl til genanvendelse. Desuden er der udviklet forslag til PNEC-værdier for et antal organiske betontilsætningsstoffer.

De foreslåede PNEC-værdier er sammenfattet i nedenstående Tabel 3-5. Det bemærkes, at for de fleste stoffer er PNEC angivet i mg/kg jord, men for betontilsætningsstofferne, som generelt er meget vandopløselige, er enheden mg/l (porevand) jf. metodebeskrivelsen for eksponeringskoncentrationer i afsnit 2.5.

Det bemærkes i øvrigt, særligt med hensyn til betontilsætningsstofferne, at datagrundlaget for fastsættelse af PNEC for flere af stofferne er noget spinkelt og i nogle tilfælde udelukkende baseret på modelberegnete (QSAR) værdier.

Tabel 3-5. Oversigt over foreslåede projektspecifikke PNEC-værdier for metaller og organiske stoffer.

Stof	CAS nr.	PNEC	
		mg/kg jord	mg/l porevand
Arsen (As)	-	10	
Barium (Ba)	-	160	
Cadmium (Cd)	-	1,15	
Chrom (Cr)	-	50	
Kobber (Cu)	-	40	
Kviksølv (Hg)	-	0,1	
Mangan (Mn)	-	220	
Molybdæn (Mo)	-	2,0	
Nikkel (Ni)	-	24	
Bly (Pb)	-	43	
Selen (Se)	-	0,5	
Zink (Zn)	-	32	
Decan (C ₁₀ -C ₁₅ kulbrinter)	124-18-8	0,8	
Pentadecan (C ₁₅ -C ₂₀ kulbrinter)	629-62-9	>1560	
Naphthalen (PAH indikator)	91-20-3	1,1	
Fluoranthren (PAH indikator)	206-44-0	1,3	
Benz(a)pyren (PAH indikator)	50-32-8	8,5	
Phenanthren (PAH indikator)	85-01-8	2,3	
Dibenz(a,h)anthracen (PAH indikator)	53-70-3	-	
PCB (uden fødekædeeffekter)	7012-37-5	0,00016	
PCB (med fødekædeeffekter)	-	0,000016	
Lignosulfonater (calciumlignosulfonat)	8061-52-7		0,127
Sulfonerede naphthalener (natriumpoly-naphthalensulfonat)	9084-06-4	1,73	0,98
Kolofonium (rosin)	8050-09-7		0,002
Thiocyanater (natriumthiocyanat)	540-72-7		0,125
Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater (melamin)	64787-97-9		0,15
Methylisothiazolinon (MIT)	2682-20-4		0,0039

De projektspecifikke PNEC angivet i tabel 3.5 bygger dels på eksisterende EQS fra Danmark eller udlandet, dels på egne beregnet værdier til dette projekt (se de enkelte afnit). I begge tilfælde er der valgt en konservativ tilgang for at kunne udelukke effekter hvis PNEC overholdes. Det betyder ikke at der nødvendigvis kan forventes miljøeffekter for de stoffer, hvor dette ikke er tilfældet. Her bør både eksponerings- og effektiveauer undersøges nærmere inden en endelig konklusion kan drages.

4. Eksponeringsvurdering

De anvendte metoder til bestemmelse af eksponeringskoncentrationerne for udvaskningskoncentrationerne af potentielt problematiske stoffer i nedklistret asfalt, beton og tegl til genanvendelse er beskrevet i kapitel 2 (afsnit 2.5) og gennemgås ikke yderligere i dette kapitel, der fokuserer på resultaterne af beregningerne for hhv. asfalt og beton/tegl ved de af Miljøstyrelsen udpegede genanvendelsesscenarier:

- Cykel-/gangsti uden eller med dårlig vedligeholdt belægning (scenarie C = 2.1),
- Plads uden belægning (scenarie E = 5.2), og
- Mark-/sommerhusvej uden eller med dårlig vedligeholdt belægning (scenarie G = 1.2).

Disse scenarier er udpeget blandt scenarier, der er belyst mht. udvaskning af stoffer i tidligere miljøprojekter inden for emneområdet, hhv. Miljøprojekt nr. 1731 (2015) for nedklistret asfalt og Miljøprojekt nr. 2055 (2018) for nedklistret beton og tegl. I det efterfølgende er eksponeringsberegninger (PEC-beregninger) og vurderinger jf. Miljøprojekt nr. 2055 kun lavet for beton, der i relation til den terrestriske risikovurdering vurderes også at være dækkende for tegl.

4.1 Eksponering ved nyttiggørelse af asfalt

Eksponeringskoncentrationerne ved nyttiggørelse af asfalt til de tre ovenfor nævnte formål (hhv. sti, plads og vej uden egentlig belægning) er fastlagt ud fra de i Miljøprojekt 1731 modelberegnete relative udvaskningskoncentrationer i forskellige afstande fra forureningskilden (0, 10, 30 og 100 meter) kombineret med den maksimale udvaskningskoncentration ved selve forureningskilden (kildestyrken C_0), bestemt i kolonneudvaskningsforsøg (den første del af udvaskningsforløbet dvs. til et L/S-forhold på cirka 0,2).

Dette er gjort for at give et konservativt estimat på de koncentrationer, der kan forekomme i udvaskningsvandet og dermed efterfølgende i det porevand i jorden, som jordlevende organismer kan eksponeres for. Vandkoncentrationer er efterfølgende omregnet til jordkoncentrationer ved hjælp af middelværdier for Kd i overjord publiceret af USEPA (2005).

Det bemærkes, at estimatet er yderligere konservativt idet jordorganismers eksponering for kontamineret jordvand uden for selve forureningskilden primært vil forekomme i perioder med opadgående vandbevægelse i jorden (dvs. perioder med nedbørsunderskud, typisk sommerhalvåret), hvor grundvand kan bevæge sig op i de øverste jordlag.

De målte C_0 -koncentrationer for metaller i udvaskningstest med nedklistret asfalt og tilhørende beregnede jordkoncentrationer ved kanten af kilden (afstand 0 meter) er vist for de tre udvalgte genanvendelsesscenarier i Tabel 4-1.

Tabel 4-1. Oversigt over kildestyrke (C_0) for metaller samt tilhørende stofkoncentrationer i udvaskningsvand ved kanten af forureningskilden (0 m) for tre udvalgte genanvendelsesscenarier for nedklistret asfalt.

Stof	C_0 ($\mu\text{g/l}$)	Sti-scenarie (C) (0 m ; $\mu\text{g/l}$)	Plads-scenarie (E) (0 m ; $\mu\text{g/l}$)	Vej-scenarie (G) (0 m ; $\mu\text{g/l}$)
Arsen (As)	17	0,00090	0,0541	0,0017
Barium (Ba)	690	0,03243	1,4007	0,0635
Cadmium (Cd)	0,03	0,0000013	0,0001	0,0000025

Stof	C ₀ (µg/l)	Sti-scenarie (C) (0 m ; µg/l)	Plads-scenerie (E) (0 m ; µg/l)	Vej-scenarie (G) (0 m ; µg/l)
Chrom (Cr)	14	0,00018	0,0111	0,00036
Kobber (Cu)	31	0,00031	0,0118	0,00062
Kviksølv (Hg)	<0,03	<0,00025	<0,0071	<0,00026
Mangan (Mn)	1,1	-	-	-
Molybdæn (Mo)	28	0,00076	0,0328	0,0015
Nikkel (Ni)	2,9	0,000093	0,0056	0,00018
Bly (Pb)	0,31	0,0000031	0,0002	0,0000062
Selen (Se)	2,7	0,00049	0,0212	0,00097
Zink (Zn)	46	0,00060	0,0368	0,0012

Hvad angår organiske stoffer så som kulbrinter (repræsenteret ved indikatorstofferne decan og pentadecan) og PAH (repræsenteret ved indikatorstofferne, naphthalen, fluoranthen, benz(a)pyren, phenanthren og dibenz(a,h)anthracen) er startkoncentrationen C₀ i de udførte kolonneudvaskningstest angivet i µg/kg ts og kan dermed sammenlignes direkte med PNEC-værdierne for jord jf. Tabel 3-5.

Denne sammenligning er beskrevet nærmere i risikovurderingen for asfalt i afsnit 5.1, som har medført, at det ikke er fundet relevant at udføre spredningsberegninger og at fastsætte eksponeringskoncentrationer for disse stoffer i asfalt for de tre scenarier i forskellige afstande fra forureningskilden.

4.2 Eksponering ved nyttiggørelse af beton og tegl

Eksponeringskoncentrationerne ved nyttiggørelse af beton (og tegl) til de tre ovenfor nævnte formål (hhv. sti, plads og vej uden egentlig belægning) er fastlagt ud fra de i Miljøprojekt nr. 2055 (2018) modelberegneede relative udvaskningskoncentrationer i forskellige afstande fra forureningskilden (0, 10, 30 og 100 meter) kombineret med den maksimale udvaskningskoncentration ved selve forureningskilden (kildestyrken C₀), bestemt i kolonneudvaskningsforsøg (den første del af udvaskningsforløbet dvs. til L/S = 0,1 – 0,2).

Dette er gjort for at give et konservativt estimat på de koncentrationer, der kan forekomme i udvaskningsvandet og dermed efterfølgende i det porevand i jorden, som jordlevende organismer kan eksponeres for. Vandkoncentrationerne er efterfølgende omregnet til jordkoncentrationer ved hjælp af middelværdier for K_d i jord publiceret af USEPA (2005).

Det bemærkes, at estimatet er yderligere konservativt idet jordorganismers eksponering for kontamineret jordvand uden for selve forureningskilden primært vil forekomme i perioder med opadgående vandbevægelse i jorden (dvs. perioder med nedbørsunderskud, typisk sommerhalvåret), hvor grundvand kan bevæge sig op i de øverste jordlag.

De målte C₀-koncentrationer for metaller i udvaskningstest med nedknuet beton og tilhørende beregnede jordkoncentrationer ved kanten af kilden (afstand 0 meter) er vist for de tre udvalgte genanvendelsesscenarioer i Tabel 4-1.

Tabel 4-2. Oversigt over kildestyrke (C_0) for metaller samt tilhørende stofkoncentrationer i udvaskningsvand ved kanten af forureningskilden (0 m) for tre udvalgte nyttiggørelsesscenerier for nedkjust beton og tegl.

Stof	C_0 ($\mu\text{g/l}$)	Sti-scenarie (2.1) (0 m ; $\mu\text{g/l}$)	Plads-scenerie (5.2) (0 m ; $\mu\text{g/l}$)	Vej-scenarie (1.2) (0 m ; $\mu\text{g/l}$)
Arsen (As)	6,3	0,00064	0,049	0,00071
Barium (Ba)	478	0,0044	0,22	0,0041
Cadmium (Cd)	0,038	0,00055	0,042	0,00061
Chrom (Cr)	87	0,00096	0,069	0,001
Kobber (Cu)	225	0,00011	0,0086	0
Kviksølv (Hg)	0,011	0,0051	0,25	0,0050
Mangan (Mn)	<1	-	-	-
Molybdæn (Mo)	45	0,0014	0,093	0,0013
Nikkel (Ni)	48	0,00061	0,047	0,00068
Bly (Pb)	2,9	0,00026	0,019	0
Selen (Se)	4,6	0,0029	0,16	0,0028
Zink (Zn)	<3	<0,0010	<0,073	<0,0011

Hvad angår organiske stoffer så som kulbrinter (repræsenteret ved indikatorstofferne decan og pentadecan) og PAH (repræsenteret ved indikatorstofferne, naphthalen, fluoranthen, benz(a)pyren, phenanthren og dibenz(a,h)anthracen) er startkoncentrationen C_0 i de udførte kolonneudvaskningstest angivet i $\mu\text{g/kg}$ ts og kan dermed sammenlignes direkte med PNEC-værdierne for jord jf. Tabel 3-5.

Denne sammenligning er beskrevet nærmere i risikovurderingen for beton i afsnit 5.2, som har medført, at det ikke er fundet relevant at udføre spredningsberegninger og at fastsætte eksponeringskoncentrationer for disse stoffer i beton for de tre scenarier i forskellige afstande fra forureningskilden.

4.3 Eksponering for betontilsætningsstoffer

Det har i dette projekt ikke været muligt at bestemme realistiske eksponeringskoncentrationer for betontilsætningsstofferne fordi der ikke har foreligget data, ud fra hvilke kildestyrken kunne bestemmes. Det eneste udgangspunkt, der har foreligget og kan forsvares, er en teoretisk bestemmelse af koncentrationen i udvaskningsvand ved ligevægt mellem indholdet i beton og i det nedsivende vand. Da de vurderede betontilsætningsstoffer imidlertid generelt er meget vandopløselige indebærer denne fremgangsmåde, at stort set hele stofmængden skulle befinde sig i udvaskningsvandet fra starten, hvilket ikke vil forekomme i praksis i og med, at stofferne først skal diffundere fra betonmatricen ud i det forbipasserende, nedsivende vand. Dette vil ske gradvist – med en hastighed, der dog ikke kan bestemmes på det foreliggende grundlag - og ligevægt vil dermed ikke opstå i nærheden af forureningskilden.

En vurdering baseret på ligevægtskoncentrationer vil derfor føre til en meget stor overvurdering af de jordvandskoncentrationer, der kan opstå, det er blot ikke muligt at bestemme, hvor store disse overvurderinger er. De ligevægtsbaserede stofkoncentrationer er angivet i tabellerne i afsnit 6.2. For at komme videre vil det være hensigtsmæssigt at udføre kolonneforsøg med betontilsætningsstoffer, som det er gjort for metaller m.fl. i Miljøprojekt nr. 1991 (2018), for at kunne bestemme kildestyrken (C_0) i de forskellige scenarier for beton. Det skal dog bemærkes, at der kan være analysekemiske udfordringer med at få bestemt de pågældende stoffer i relevante koncentrationer, jf. erfaringerne fra Miljøprojekt nr. 1991 (2018), hvor det af denne årsag ikke var muligt at udføre modelberegninger for betontilsætningsstoffer.

5. Terrestrisk risikovurdering

Risikoen for effekter af et givet kemisk stof på terrestriske, primært jordboende organismer udtrykkes på et overordnet niveau ved forholdet mellem den estimerede koncentration af stoffet i jordmiljøet (PEC) og den miljøkoncentration, hvorunder toksiske effekter af betydning på jordorganismer ikke forventes at ville forekomme (PNEC). Det vil sige, at når PEC/PNEC-forholdet ("risikokvotienten") er mindre end 1 vurderes der ikke at være risiko af betydning for effekter, mens denne risiko stiger proportionalt med stigende PEC/PNEC-forhold over 1.

Denne tilgang er grundlæggende benyttet i dette projekt til vurdering af risikoen for effekter af de udvalgte stoffer på organismer i det terrestriske miljø, og er beskrevet konkret i dette kapitel for materialerne asfalt og beton samt for visse betontilsætningsstoffer.

5.1 Vurdering af risiko for terrestriske organismer, asfalt

Det har i alle beregningerne af udvaskning af stoffer fra nedknust asfalt vist sig, at udvaskningen er klart størst for scenariet "Plads uden belægning" (scenarie E i Miljøprojekt nr. 1731, 2015). Dette er ikke så mærkeligt i og med, at materialeoverfladen og -mængden er langt større i dette scenarie end i de to andre, og derfor bliver kildestyrken, dvs. koncentrationen i udvaskningsvandet (C_0) lige når det forlader selve materialet, også bliver klart større. Stofkoncentrationerne i grundvandet (og dermed jordens porevand) er naturligvis størst i umiddelbar nærhed af forureningskilden, dvs. ved afstanden 0 meter.

Resultaterne af PEC/PNEC-beregningen for metaller i pladsscenarioet i afstanden 0 meter fra kilden er vist i Tabel 5-1 herunder.

Tabel 5-1. Oversigt over kildestyrke (C_0) for metaller, tilhørende stofkoncentrationer i udvaskningsvand ved kanten af forureningskilden (0 m) for worst-case scenariet (Plads (E)) for nedknust asfalt, samt PNEC-værdier for stofferne og deraf afledte PEC/PNEC-forhold.

Stof	C_0 (PEC) ($\mu\text{g/l}$)	PEC, Plads, 0 m (mg/kg ts)	PNEC (mg/kg ts)	PEC / PNEC
Arsen (As)	17	0,086	10	0,0086
Barium (Ba)	690	0,14	160	0,00088
Cadmium (Cd)	0,03	0,00004	1,15	0,000035
Chrom (Cr)	14	0,070	50	0,0014
Kobber (Cu)	31	0,004	40	0,00010
Kviksølv (Hg)	<0,03	<0,028	0,1	<0,28
Mangan (Mn)	1,1	-	220	-
Molybdæn (Mo)	28	0,001	2,0	0,00050
Nikkel (Ni)	2,9	0,004	24	0,00017
Bly (Pb)	0,31	0,001	43	0,000023
Selen (Se)	2,7	0,0004	0,5	0,00080
Zink (Zn)	46	0,018	32	0,00056

Det ses af tabellen, at selv i worst-case scenariet (plads uden belægning) er PEC/PNEC $\ll 1$ for alle de vurderede metaller allerede ved kanten af forureningskilden, dvs. at risikoen for effekter i jordmiljøet bedømmes at være ubetydelig. For kviksølv er det ikke muligt at angive en

eksakt PEC/PNEC-værdi da detektionsgrænsen for den kemiske analyse i de udførte forsøg ikke har været tilstrækkeligt lav, men forholdet mellem PEC og PNEC vil under alle omstændigheder være under 0,28.

Hvad angår organiske stoffer i asfalt (tilsatte stoffer og/eller urenheder) er der i Tabel 5-2 vist en sammenligning mellem koncentrationen i den ufortyndede udvaskning fra asfaltmatricen og PNEC (begge opgivet som µg/kg ts). Som det ses af tabellen ligger koncentrationerne af alle de organiske stoffer også langt under de tilhørende PNEC-værdier.

Risikoen for økotoxikologisk påvirkning af terrestriske organismer pga. udvaskning af metaller og organiske kemiske stoffer i nedknust asfalt nyttiggjort uden for egentlige vejanlæg vurderes derfor at være ubetydelig.

Tabel 5-2. Oversigt over kildestyrke (C_0) for kulbrinter og PAH i nedknust asfalt, samt PNEC-værdier for stofferne og deraf afledte PEC/PNEC-forhold.

Stof	C_0 (PEC) (µg/kg ts)	PNEC (µg/kg ts)	PEC / PNEC
Decan (C_{10} - C_{15} kulbrinter)	3,8	800	0,0048
Pentadecan (C_{15} - C_{20} kulbrinter)	3,0	>1560000	<0,000019
Naphthalen (PAH indikator)	0,074	1100	0,000067
Fluoranthen (PAH indikator)	0,082	1300	0,000063
Benz(a)pyren (PAH indikator)	<0,04	8500	<0,000047
Phenanthren (PAH indikator)	0,1	2300	0,000043
Dibenz(a,h)anthracen (PAH indikator)	<0,04	54 (EU)	<0,00074

5.2 Vurdering af risiko for terrestriske organismer, beton/tegl

Som det var tilfældet for nedknust asfalt er det også for nedknust beton og tegl nyttiggørelses-scenariet "Plads uden belægning" (scenarie 5.2 i Miljøprojekt nr. 1991, 2018), der er det mest kritiske i risikovurderingen på grund af den langt højere kildestyrke end de andre scenarier.

Resultaterne af PEC/PNEC-beregningen for metaller i pladsscenariet i afstanden 0 meter fra kilden er vist i Tabel 5-3 herunder.

Tabel 5-3. Oversigt over kildestyrke (C_0) for metaller, tilhørende stofkoncentrationer i udvaskningsvand ved kanten af forureningskilden (0 m) for worst-case scenariet (Plads (5.2)) for nedknust beton/tegl, samt PNEC-værdier for stofferne og deraf afledte PEC/PNEC-forhold..

Stof	C_0 (PEC) (µg/l)	PEC, <u>Plads, 0 m</u> (mg/kg ts)	PNEC (mg/kg ts)	PEC / PNEC
Arsen (As)	6,3	0,49	10	0,049
Barium (Ba)	478	10	160	0,063
Cadmium (Cd)	0,038	0,00080	1,15	0,00070
Chrom (Cr)	87	38	50	0,76

Stof	C ₀ (PEC) (µg/l)	PEC, Plads, 0 m (mg/kg ts)	PNEC (mg/kg ts)	PEC / PNEC
Kobber (Cu)	225	0,61	40	0,015
Kviksølv (Hg)	0,011	0,011	0,1	0,11
Mangan (Mn)	<1	-	220	-
Molybdæn (Mo)	45	0,083	2,0	0,042
Nikkel (Ni)	48	1,77	24	0,074
Bly (Pb)	2,9	0,28	43	0,0064
Selen (Se)	4,6	0,015	0,5	0,030
Zink (Zn)	<3	<0,11	32	<0,0034

Det ses af tabellen, at selv i worst-case scenariet (plads uden belægning) er PEC/PNEC <1 for alle de vurderede metaller allerede ved kanten af forureningskilden, dvs. at risikoen for effekter i jordmiljøet bedømmes at være meget lav. For zink er det ikke muligt at angive en eksakt PEC/PNEC-værdi da detektionsgrænsen for den kemiske analyse i de udførte forsøg ikke har været tilstrækkeligt lav, men forholdet mellem PEC og PNEC vil under alle omstændigheder være under 0,0034.

Hvad angår organiske stoffer i beton (tilsatte stoffer og/eller urenheder) er der i Tabel 5-4 vist en sammenligning mellem koncentrationen i den ufortyndede udvaskning fra betonmatricen og PNEC (begge opgivet som µg/kg ts). Som det ses af tabellen ligger koncentrationerne af alle stofferne langt under de tilhørende PNEC-værdier og risikoen forbundet med tilstedeværelsen af disse stoffer i beton kan derfor anses for at være ubetydelig ved genanvendelse af nedkust beton til pladser, veje og stier uden belægning.

Tabel 5-4. Oversigt over kildestyrke (C₀) for kulbrinter og PAH i nedkust beton samt PNEC-værdier for stofferne og deraf afledte PEC/PNEC-forhold..

Stof	C ₀ (PEC) (µg/kg ts)	PNEC (µg/kg ts)	PEC / PNEC
Decan (C ₁₀ -C ₁₅ kulbrinter)	75	800	0,094
Pentadecan (C ₁₅ -C ₂₀ kulbrinter)	51	>1560000	<0,000033
Naphthalen (PAH indikator)	1,3	1100	0,0012
Fluoranthren (PAH indikator)	0,39	1300	0,00030
Benz(a)pyren (PAH indikator)	<0,02	8500	<0,000024
Phenanthren (PAH indikator)	0,98	2300	0,00043
Dibenz(a,h)anthracen (PAH indikator)	<0,02	54 (EU)	<0,00037

PCB (hvor PEC er modelleret ud fra en af de mest mobile congenere; PCB28) er med en detektionsgrænse på 0,12 µg/kg ts ikke påvist i nogen af de undersøgte prøver i Miljøprojekt nr. 1991 (2018). Dette er en lavere værdi end den foreslåede projektspecifikke PNEC_{jord} for PCB på 0,16 µg/kg ts (uden fødekædeeffekter), men 7-8 gange højere end PNEC med indregnet risiko for fødekædeeffekter på den mest følsomme organismegruppe (mårddyr, repræsenteret

ved mink); 0,016 µg/kg ts. Imidlertid er ingen af de syv standard PCB kongenerer, der benyttes ved miljøvurdering af PCB i EU, påvist i de udførte udvaskningsforsøg med nedknust beton, og da der yderligere kan forventes betydelig tilbageholdelse og fortynding af PCB i jordmatricen, vurderes stoffet ikke at udgøre nogen risiko af betydning i forhold til effekter på terrestriske organismer ved de vurderede anvendelser.

5.3 Vurdering af risiko for terrestriske organismer, betontilsætningsstoffer

For betontilsætningsstofferne har det som tidligere nævnt ikke været muligt at bestemme en pålidelig kildestyrke (C_o) ud fra de foreliggende data og dermed kan der heller ikke opstilles gyldige risikokvotienter (PEC/PNEC-ratioer) for stofferne. Det skyldes, at det i de tidligere udførte projekter ikke har været muligt at få udført analyser for betontilsætningsstoffer, hvorfor der ikke for disse stoffer er udført de udvaskningstest, som er nødvendige for at kunne fastsætte kildestyrken.

Der er dog ingen tvivl om, at de vandkoncentrationer, der kan beregnes for ligevægtssituationen, er urealistisk høje i forhold til, hvad der vil forekomme i praksis da ligevægtskoncentrationen ikke afspejler, at afgivelsen af et stof fra et materiale foregår langsomt, og at en ligevægts-tilstand derfor aldrig vil blive opnået i virkeligheden.. Disse værdier vil dermed give anledning til en massiv overvurdering af risikoen, hvis de benyttes som udgangspunkt for beregning af PEC-værdier. Det er blot på det forhåndenværende grundlag ikke muligt at kvantificere, hvor stor overvurderingen vil være, men den vurderes dog at være meget betydelig.

Det skal yderligere bemærkes, betontilsætningsstoffer langt fra benyttes i al den beton, der produceres i Danmark. Ud fra en gennemsnitsbetragtning vil kildestyrken i de forskellige scenarier for nyttiggørelse, i lyset af de foreliggende oplysninger om salget af disse stoffer i Danmark, blive overestimeret meget betydeligt, hvis det for betontilsætningsstofferne antages, at de forekommer i alt nyttigtgjort beton (som det er gjort ved vurderingen af de øvrige stoffer).

På det foreliggende, spinkle grundlag vurderes det som usandsynligt, at de reelle udvaskningskoncentrationer af betontilsætningsstoffer skulle nå kritiske niveauer i forhold til grundvand såvel som det terrestriske miljø.

6. Udvaskning af betontilsætningsstoffer

6.1 Metode og forudsætninger

6.1.1 Tilsætningsstoffer, der er vurderet

Der er i Miljøprojekt nr. 1991 (2018) identificeret et antal tilsætningsstoffer i beton, der potentielt kan være problematiske i forhold til nyttiggørelse af beton uden for egentlige vejanlæg. Følgende af disse stoffer/stofgrupper har indgået i projektet ift. vurdering af risikoen for uacceptabel udvaskning til grund- og overfladevand. De tilsætningsstoffer, der regnes på, er:

- Lignosulfonater, repræsenteret ved natriumlignosulfonat; CAS nr. 8061-51-6
- Sulfonerede naphthalenforbindelser, repræsenteret ved natriumpolynaphthalensulfonat; CAS nr. 9084-06-4
- Kolofonium, repræsenteret ved den mobile komponent ("monomer") natriumabietat; CAS nr. 14351-66-7
- Thiocyanater, repræsenteret ved natriumthiocyanat; CAS nr. 540-72-2
- Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater, repræsenteret ved de mobile "bygge-stene" formaldehyd; CAS nr. 50-00-0 og melamin; CAS nr. 108-78-1
- Methylisothiazolinon (MIT); CAS nr. 2682-20-4
- Methylchloroisothiazolinon (MCIT); CAS nr. 26172-55-4

6.1.2 Fastsættelse af beregningsparametre

Der er ikke i litteraturen fundet udvaskningstests på beton for de ovennævnte stoffer. Det har derfor været nødvendigt at antage sorptionslignevægt på den måde, som det er normal praksis i jord og grundvand. Sorptionen beskrives ved den lineære distributionskoefficient, K_d (l/kg), som er koncentrationen i den faste fase divideret med koncentrationen i vandfasen ved ligevægt. K_d antages hovedsagelig bestemt af den faste fases indhold af organisk kulstof, således at ligevægten kan beskrives ved K_{OC} , som er K_d -værdien normaliseret til den faste fases fraktion af organisk kulstof, f_{OC} . I mangel af K_d - eller K_{OC} -værdier i litteraturen, kan K_{OC} estimeres ud fra oktanol/vand-fordelingskoefficienten, K_{OW} .

Det bemærkes, at det med de generelt polære tilsætningsstoffer kan være diskutabelt at anvende fordelingskoefficienten K_{OC} , idet andre typer sorption end hydrofob sorption til organisk kulstof kan være vigtig, men det foreliggende datagrundlag giver ingen alternative muligheder.

Lignosulfonater

Lignosulfonater er salte af lignosulfonsyre. Det er valgt at anvende natriumlignosulfonat (CAS nr. 8061-51-6) som modelstof. Der er ikke i litteraturen fundet $\log(K_{OW})$, K_{OC} eller K_d for stoffet. Ved hjælp af en QSAR-model (KOWWIN applikationen i modelværktøjet EPI Suite 1.68 fra den amerikanske miljøstyrelse, US EPA) er $\log(K_{OW})$ estimeret til -3,45. Ifølge Miljøprojekt nr. 1991 er koncentrationen af lignosulfonater i beton max. 1 % w/w.

Sulfonerede naphthalenforbindelser (Blancol)

Sulfonerede naftalenforbindelser er repræsenteret ved modelstoffet natriumpolynaftalensulfonat (CAS nr. 9084-06-4). Der er ikke i litteraturen fundet $\log(K_{OW})$, K_{OC} eller K_d for stoffet. Ved hjælp af KOWWIN applikationen i EPI Suite 1.68 er $\log(K_{OW})$ estimeret til -0,32. Ifølge Miljøprojekt nr. 1991 er koncentrationen af sulfonerede naphthalenforbindelser i beton max. 0,1 % w/w.

Kolofonium (vinsol-resin)

Kolofonium kaldes også "rosin" og er en blanding af mange forskellige stoffer, som ikke er fuldt belyst. ECHA angiver K_{OC} -værdier fra 7,51 til 231.800 for forskellige fraktioner, og der er dermed en meget stor spredning på mobiliteten. Ifølge DCU (2014) består rosin primært af diterpen monocarboxylsyrer (90 %), og heraf er 90 % isomerer af abietinsyre (CAS-nr. 514-10-3). Der er ikke fundet nogen pK_a -værdi for syren, hvorfor natriumabietat (CAS-nr. 14351-66-7) er valgt som modelstof for at tage hensyn til, at en del af syren dissocieres ved opløsning i vand. Der er ikke i litteraturen fundet $\log(K_{OW})$, K_{OC} eller K_d for stoffet. Ved hjælp af KOWWIN applikationen i EPI Suite 1.68 er $\log(K_{OW})$ estimeret til 2,65. Ifølge Miljøprojekt nr. 1991 er koncentrationen af kolofonium i beton 10-100 gram/ton.

Thiocyanater

Thiocyanater er salte af thiocyaninsyre. Det er valgt at anvende natriumthiocyanat (CAS nr. 540-72-7) som modelstof. ECHA angiver en $\log(K_{OW})$ på -2,52, mens der ikke i litteraturen er fundet K_{OC} eller K_d for stoffet. Ved hjælp af KOWWIN applikationen i EPI Suite 1.68 er $\log(K_{OW})$ estimeret til ligeledes -2,52. Ifølge Miljøprojekt nr. 1991 er den maksimale koncentration af thiocyanater i beton imellem 5 og 15 kg/ton.

Sulfonerede melamin-formaldehydkondensater

Disse stoffer er polymerer, som der hverken kan findes eller estimeres $\log K_{OW}$ for, men de er næppe hverken vandopløselige eller mobile. Imidlertid indeholder enhver polymer en lille andel ikke-polymeriserede molekyler. Disse er stofferne melamin og formaldehyd, der derfor er anvendt som modelstoffer for den fraktion af polymeren, som potentielt kan udvaskes til grundvandet. Det anses for konservativt at antage et maksimumsindhold af ikke-polymeriserede molekyler på 1 %. I vand dissocieres natriumsulfit (Na_2SO_3) i Na^+ -ioner og SO_3^{2-} -ioner, hvor sidstnævnte efterhånden oxideres til sulfationer. Både natrium- og sulfationer er naturligt forekommende i jord og grundvand og relativt uskadelige, hvorfor det ikke anses for relevant at inkludere natriumsulfit i risikovurderingen.

Formaldehyd (CAS-nr. 50-00-0) har en $\log(K_{OW})$ på 0,35 ved pH 7 og 20 °C. K_{OC} opgives til 37. Der er ikke fundet værdier for K_d .

Melamin (CAS-nr. 108-78-1) har en $\log(K_{OW})$ på -1,22 ved pH 8 og 22 °C. Der er ikke fundet værdier for K_{OC} eller K_d .

Ifølge Miljøprojekt nr. 1991 er koncentrationen af sulfonerede melamin-formaldehydkondensater 0,2 – 1,5 kg/ton beton. Koncentrationen af hvert af de nævnte stoffer antages at udgøre max. 0,5 % heraf.

Isothiazolinoner

Der er tre mulige stoffer inden for denne gruppe – forkortet MIT, MCIT og BIT - der alle fungerer som konserveringsmidler (biocider) i nogle af de ovennævnte produkter. Dog er kun MIT og MCIT vurderet her da de miljømæssigt vurderes at være mere kritiske end BIT. Den forventede koncentration i færdig beton er ifølge Miljøprojekt nr. 1991 "et par mg/kg beton". I risikovurderingen antages der en koncentration på 1 mg/kg for hvert af de to enkeltstoffer.

Methylisothiazolinon (MIT), CAS-nr. 2682-20-4, har en $\log(K_{OW})$ på -0,32 ved pH 7 og 20 °C, K_d (adsorption) ligger i intervallet 0,03 – 1,07 for 5 forskellige jordtyper (gennemsnit 0,32). Tilsvarende K_{OC} (adsorption) 6,4 – 10,0 for 5 forskellige jordtyper (gennemsnit 7,54) (CLH Report, 2015).

Methylchloroisothiazolinon (MCIT), CAS-nr. 26172-55-4, har en $\log(K_{OW})$ på 0,401 ved 24 °C. Jf. Scientific Committee on Consumer Safety (2012) ligger K_{OC} (adsorption) i jord i intervallet 26 – 310 med et gennemsnit på 83,2.

Fordelingskoefficienter

Fundne eller estimerede $\log(K_{OW})$ -værdier fremgår af tabel 6-1 sammen med de forholdsvis få K_{OC} - og K_d -værdier, der har kunnet findes for de tilsætningsstoffer, som skal vurderes.

TABEL 6-1. Fundne eller estimerede værdier for $\log(K_{OW})$, K_{OC} - og K_d

CAS nr.	Bemærk	$\log(K_{OW})$	K_{OC}	K_d
8061-51-6	Ingen data om K_{OC} eller K_d fundet. $\log(K_{OW})$ estimeret	-3,45	-	-
9084-06-4	Ingen data om K_{OC} eller K_d fundet. $\log(K_{OW})$ estimeret	-0,32	-	-
14351-66-7	Ingen data om K_{OC} eller K_d fundet. $\log(K_{OW})$ estimeret	2,65	-	-
540-72-7	Ingen data om K_{OC} eller K_d fundet. $\log(K_{OW})$ estimeret	-2,52	-	-
50-00-0	$\log(K_{OW})$ ved pH 7 og 20 °C, K_{OC} er en typisk værdi.	0,35	37	-
108-78-1	$\log(K_{OW})$ gælder ved pH 8 og 22 °C	-1,22	-	-
2682-20-4	K_{OC} og K_d er gennemsnit for 5 forskellige jordtyper.	-0,32	7,54	0,32
26172-55-4	$\log(K_{OW})$ opgivet ved 24 °C, K_{OC} er en gennemsnitsværdi.	0,401	83,2	-

For stoffer, hvor der kun er fastlagt $\log(K_{OW})$ -værdier, estimeres K_{OC} ved Abduls formel (Miljøstyrelsen, 1996):

$$\log(K_{OC}) \approx 1,04 \cdot \log(K_{OW}) - 0,84$$

K_d kan dernæst beregnes af:

$$K_d = f_{OC} \cdot K_{OC}$$

Hvor f_{OC} er fraktionen af organisk kulstof i sedimentet. I det følgende er det antaget, at f_{OC} er 0,005 i den umættede zone og 0,001 under grundvandsspejlet. For knust beton regnes der konservativt med $f_{OC} = 0,002$, som svarer til detektionsgrænsen i TOC-analyserne på beton beskrevet i Miljøstyrelsen (2018).

Hvor der kun er opgivet et interval for K_d -værdier, anvendes gennemsnittet af de to yderpunkter. Det bemærkes, at opgivne K_d -værdier er for overjord. Hvor der er fastlagt K_d -værdier er der antaget en f_{OC} i denne overjord på 0,015, og på det grundlag er K_{OC} beregnet. K_d -værdier for andre jordlag samt knust beton er beregnet ud fra de ovenfor angivne f_{OC} -værdier.

Resulterende K_d -værdier for stofferne i hhv. beton, umættet zone og mættet zone fremgår af tabel 6-2.

TABEL 6-2. K_d -værdier (l/kg) for beton, umættet zone og mættet zone

Stofnavn	CAS nr.	K_d beton	K_d umættet zone	K_d mættet zone
Natriumlignosulfonat	8061-51-6	$7,47 \cdot 10^{-8}$	$1,87 \cdot 10^{-7}$	$3,73 \cdot 10^{-8}$
Natriumpolynaphthalensulfonat	9084-06-4	$1,34 \cdot 10^{-4}$	$3,36 \cdot 10^{-4}$	$6,72 \cdot 10^{-5}$
Natriumabietat	14351-66-7	$1,65 \cdot 10^{-1}$	$4,12 \cdot 10^{-1}$	$8,24 \cdot 10^{-2}$
Natriumthiocyanat	540-72-7	$6,92 \cdot 10^{-7}$	$1,73 \cdot 10^{-6}$	$3,46 \cdot 10^{-7}$
Formaldehyd	50-00-0	$7,40 \cdot 10^{-2}$	$1,85 \cdot 10^{-1}$	$3,70 \cdot 10^{-2}$
Melamin	108-78-1	$1,56 \cdot 10^{-5}$	$3,89 \cdot 10^{-5}$	$7,78 \cdot 10^{-6}$
Methylisothiazolinon	2682-20-4	$4,29 \cdot 10^{-2}$	$1,07 \cdot 10^{-1}$	$2,15 \cdot 10^{-2}$
Methylchloroisothiazolinon	26172-55-4	$1,66 \cdot 10^{-1}$	$4,16 \cdot 10^{-1}$	$8,32 \cdot 10^{-2}$

6.1.3 Beregning af ligevægtskoncentrationer

Baseret på maksimumskoncentrationer for tilsætningsstofferne i beton angivet i afsnit 6.1.2 og K_d -værdierne for beton fra tabel 6-2 kan koncentrationen i vandfasen ved sorptionsligevægt, C_0 , beregnes af:

$$C_0 = \frac{C_{\text{beton}} \cdot \rho_{\text{beton}}}{K_d \cdot \rho_{\text{beton}} + \varepsilon_{\text{vand,beton}}}$$

Hvor C_{beton} er startkoncentrationen af stoffet i betonen, ρ_{beton} er den tørre bulkdensitet af betonen (2 kg/l) og $\varepsilon_{\text{vand,beton}}$ er den vandfyldte porøsitet for den knuste beton (0,2).

Vandopløseligheder og beregnede ligevægtskoncentrationer fremgår af tabel 6-3. Såfremt ligevægtskoncentrationen overstiger stoffets vandopløselighed, sættes ligevægtskoncentrationen lig med vandopløseligheden.

TABEL 6-3. Beregnede vandfasekoncentrationer ved sorptionsligevægt

Stofnavn	CAS nr.	Max-indhold (mg/kg)	Vandopløselighed (mg/l)	Ligevægtskoncentration (µg/l)
Natriumlignosulfonat	8061-51-6	10.000	1.000.000	99.999.925
Natriumpolynaphthalensulfonat	9084-06-4	1000	500.000	9.986.583
Natriumabietat	14351-66-7	1000	48,4	48.400
Natriumthiocyanat	540-72-7	15.000	580.000	149.998.962
Formaldehyd	50-00-0	7,5	400.000	43.103
Melamin	108-78-1	7,5	3230	74.988
Methylisothiazolinon	2682-20-4	1	960.000	6999
Methylchloroisothiazolinon	26172-55-4	1	323.000	3754

Stofferne er generelt polære og med høj vandopløselighed, hvilket medfører, at langt hovedparten af stofmængden vil befinde sig i vandfasen ved sorptionsligevægt. Der er dog ingen tvivl om, at fuld sorptionsligevægt langt fra vil opstå i praksis, når regnvand passerer igennem knust beton. En stor del af stofmængden vil befinde sig inde i betonkornene, hvorfra stoffet, inden det kan frigives til vandfasen, først skal bevæge sig til kornenes overflade ved diffusion, som er en langsom proces. Hastigheden af denne frigivelse vil sammen med L/S-forholdet bestemme den reelle vandfasekoncentration.

Sammenholdt med, at der konservativt er anvendt maksimumsindhold af tilsætningsstofferne ved beregning af ligevægtskoncentrationer medfører ovenstående, at de beregnede ligevægtskoncentrationer i tabel 6-3 bliver urealistisk høje. Det vil imidlertid kræve udvaskningsforsøg at fastlægge, i hvor meget disse forhold vil reducere de reelle stofkoncentrationer i forhold til de teoretisk beregnede ligevægtskoncentrationer.

6.1.4 Beregningsscenarier

Det er udført modelberegninger på de samme scenarier som i Miljøstyrelsesprojektet "Modelering af udvaskning af problematiske stoffer fra beton og tegl", bortset fra 1000-års scenarierne. Beregningerne omfatter de 21 scenarier, der er angivet i tabel 6-4.

TABEL 6-4. Beregningsscenarier

Nummer	Scenariebeskrivelse	H	L/B	Inf	UZ
		m	m	mm/år	m
1.1	Veje	0,20	10	35	1
1.2	Veje	0,20	10	70	1
1.3	Veje	0,20	20	35	1
1.4	Veje	0,20	20	70	1
1.5	Veje	0,70	10	35	1
1.6	Veje	0,70	10	70	1
1.7	Veje	0,70	20	35	1
1.8	Veje	0,20	20	70	1
2.1	Stier	0,70	2	350	1
3.1	Jernbaneunderbygning	0,50	5	350	1
4.1	Ledningsgrave	1,00	1	350	1
5.1	Pladser	1,00	100	70	1
5.2	Pladser	1,00	100	350	1
5.3	Pladser	0,20	100	350	1
6.1	Terrænregulering	5,00	100	350	1
7.1	Støjvolde, ramper, diger, kældre, søterritoriet	5,00	10	70	1
7.2	Støjvolde, ramper, diger, kældre, søterritoriet	5,00	20	70	1
7.3	Støjvolde, ramper, diger, kældre, søterritoriet	5,00	20	350	1
7.4	Støjvolde, ramper, diger, kældre, søterritoriet	10,00	20	70	1
7.5	Støjvolde, ramper, diger, kældre, søterritoriet	10,00	20	350	1
7.6	Støjvolde, ramper, diger, kældre, søterritoriet	10,00	300	350	1

H: Højden/lagtykkelsen af knust beton og tegl

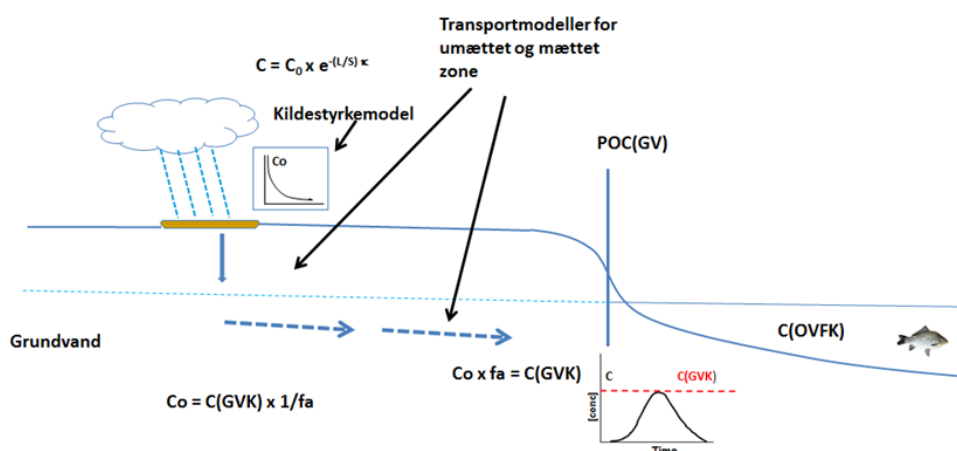
L/B: Længden/bredden i grundvandets strømningsretning

Inf.: Årlig infiltration af nedbør

UZ: Tykkelsen af den umættede zone under anvendelsen

6.1.5 Beregningsmetode

Princippet i modelberegningerne er skitseret på figur 6-1.



Figur 6-1. Principperne i scenarieberegningerne af påvirkning af grundvand og overfladevand.

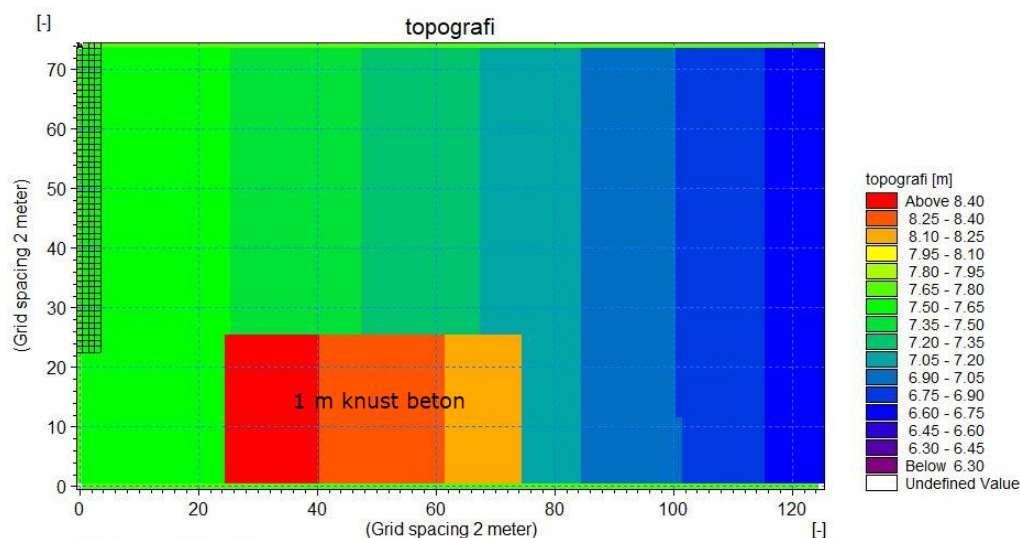
Fluxen af hvert af de relevante stoffer ud fra et anvendelsesscenarie (kildestyrken) beskrives her ved, at anlægget af knust beton (vej, plads, støjvold, etc.) placeres oven på terrænet i modellen.

Figur 6-1 viser som eksempel det endelige terræn for scenarie 5.1. Ved start af beregningen tildeles den knuste beton de egenskaber, den anlægges ved:

- Vandindhold 20 %
- Densitet 2 kg/l
- Enhedskoncentration (C_0) på 1 for alle stoffer
- Stofkoncentration på kornene beregnes ud fra K_d -værdierne for de enkelte stoffer, jf. tabel 6-2, f.eks. 0,633 mg/kg for stoffet benzothiazolinon.

I det øjeblik den knuste beton er udlagt, og beregningen begynder, vil den fastlagte infiltration i det givne scenarium (jf. tabel 6-4) trænge ned i betonen. Dermed vil stof frigives fra betonkornene. Eftersom C_0 er sat til 1 i beregningerne, beregnes den relative koncentration C/C_0 .

Stoftransport gennem umættet zone og mættet (grundvands)zone beregnes ved hjælp af en numerisk 3D-grundvandsstrømnings- og stoftransportmodel (MIKE SHE), som i de tilsvarende scenarieberegninger for Miljøstyrelsen (for eksempel beskrevet i Miljøprojekterne nr. 1285/2009, nr. 1287/2009, nr. 1576/2014, nr. 1731/2015 og Miljøstyrelsesprojektet "Modellerings af udvaskning af problematiske stoffer fra beton og tegl (udkast)").



Figur 6-2. Terræn i beregningsscenarierne 5.1 og 5.2

Modelleringen af stoftransporten udføres ved hjælp af MIKE SHE-modellen (<https://www.mike-poweredbydhi.com/products/mike-she>), som er en fuldt distribueret og integreret model for umættet zone, grundvand, overfladevand, infiltration og fordampning. Med distribueret menes, at parametre og randbetingelser kan varieres over hele modelområdet. I de udførte modelberegninger anvendes alene infiltration, umættet zone- og mættet zone-delene af MIKE SHE. Modellen medtager stofilbageholdelse i umættet zone og mættet zone, baseret på en lineær sorption beskrevet ved K_d -værdierne i tabel 6-2. For transport- og receptorscenarier, der involverer overfladevand, udtrykkes spredningen til overfladevand med POC i grundvandet som udgangspunkt i form af de fortyndinger, der er nødvendige for at kunne overholde de relevante vandkvalitetskriterier.

Ved modelkørslerne anvendes nogenlunde den samme generelle modelopsætning, som bl.a. blev anvendt i de beregninger, der er beskrevet i de ovennævnte Miljøprojekter, dvs.:

- Modeludstrækningen horisontalt vil være 250 meter x 300 meter. Da spejlingsprincippet udnyttes, spejles modellen i centerlinjen. Dermed kan selve SHE-modellen reduceres til 250 meter x 150 meter.
- Grundvandsmagasinet er i middel ca. 6 meter tykt.
- Grundvandshastigheden er ca. 100 meter per år (porehastighed). Gradienten på grundvandsspejlet er i middel 4 ‰. Dispersiviteten er 1 meter i grundvandets strømningsretning og 0,02 meter vinkelret herpå.
- Modelteknisk er den mættede zone opdelt i et 2 meter horisontalt net. I dybden er den mættede zone opdelt i 3 lag hvor det nederste lag er 3 meter tykt og de 2 øverste lag er 1½ meter tykke.
- Den umættede zone er 1 meter tyk. Dette opnås ved at køre MIKE SHE-modellen med den givne infiltration til grundvandsstanden er stationær og herefter placere terræn 1 meter over grundvandsstanden. Dette gøres eventuelt igennem flere iterationer.
- Den umættede zone er opdelt i lag af 0,05-0,2 meters tykkelse. Dispersiviteten er 0,05. Der regnes med stationær transport.

I tabel 6-5 og tabel 6-6 er der opsummeret yderligere detaljer vedrørende de parameterværdier, som er anvendt for henholdsvis den umættede og den mættede zone, ved scenarieberegningerne med MIKE SHE.

TABEL 6-5. Parameterværdier anvendt for den umættede zone ved scenarieberegninger med MIKE SHE.

Parameter	Enhed	Værdi
Tykkelse af umættet zone	m	Ca. 1
Antal beregningslag	-	Typisk 10
Hydraulisk ledningsevne i umættet zone	m/s	10^{-7}
Baggrundskoncentration (alle stoffer)	mg/l	0
Dispersivitet	m	0,05
Porøsitet	-	0,35

TABEL 6-6. Parameterværdier anvendt for den mættede zone ved scenarieberegninger med MIKE SHE.

Parameter	Enhed	Værdi
Bredde af modelområde	m	300
Længde af modelområde	m	250
Vejens/pladsens nedre rands afstand fra øvre rand	m	50 og 100
Afstand fra nedstrøms afgrænsning af vejanlæg til beregningspunkt (POC)	m	0, 10, 30, 100
Nettonedbør generelt	mm/år	350
Infiltration gennem asfalt	mm/år	6
Tykkelse af grundvandsmagasin	m	6
Fastholdt trykniveau øvre rand	m	6,65
Fastholdt trykniveau nedre rand	m	5,65
Hydraulisk ledningsevne i horisontalt plan, $K_x=K_y$	m/s	10^{-4}
Hydraulisk ledningsevne i vertikalt plan, K_z	m/s	10^{-5}
Effektiv porøsitet	-	0,25
Longitudinal dispersivitet	m	1,0
Transversal dispersivitet	m	0,02
Vertikal dispersivitet	m	0,02
Baggrundskoncentration i beregning (tages efterfølgende i beregning, jf. Miljøstyrelsen (2009a))	mg/l	0
Koncentration i infiltrerende regnvand uden for vejanlæg	mg/l	0
Cellestørrelse x-y	m	2
Antal beregningslag, mættet zone	-	3*

*: 1½, 1½ og 3 m tykke.

Herudover indgår der for hvert stof en ligevægtskonstant eller fordelingskoefficient (K_d), der angiver forholdet mellem andelen af stoffet i faststoffasen (jorden) og i væskefasen (grundvandet), og som ved modelberegningerne af stoftransporten i den umættede zone og den mættede zone (i grundvandsmagasinet) beskriver stoftilbageholdelsen som en simpel lineær adsorptionsproces. De anvendte K_d -værdier fremgår af tabel 6-2.

Resultaterne af beregningerne er maksimale koncentrationer i forskellige nedstrøms afstande med tilhørende årstal. Beregningsstart sættes til år 2000.

6.2 Resultater af udvaskningsberegningerne

I det følgende præsenteres resultater for de tre beregningsscenarier 1.2 (vej), 2.1 (sti) og 5.2 (plads) med udgangspunkt i de i tabel 6.3 beregnede ligevægtskoncentrationer.

6.2.1 Scenarie 1.2 (vej)

Resultaterne af modelberegningerne på scenarium 1.2 (jf. tabel 6-4) ses udtrykt som maksimumskoncentrationer i grundvandet i 0, 10, 30 og 100 m nedstrøms afstand i tabel 6-7. De maksimale koncentrationer indtræffer ifølge beregningerne efter 4,1 til 46,7 år.

TABEL 6-7. Beregnede maksimale grundvandskoncentrationer for scenarie 1.2 i 0, 10, 30 og 100 m nedstrøms afstand

Stofnavn	Max. 0 m (µg/l)	Max. 10 m (µg/l)	Max. 30 m (µg/l)	Max. 100 m (µg/l)
Natriumlignosulfonat	289.174	241.163	174.866	80.678
Natriumpolynaphthalensulfonat	28.872	24.077	17.458	8055
Natriumabietat	125,1	104,4	75,8	35,1
Natriumthiocyanat	433.758	361.740	262.296	121.016
Formaldehyd	63,7	53,1	38,6	17,9
Melamin	216,8	180,8	131,1	60,5
Methylisothiazolinon	12,9	10,7	7,8	3,6
Methylchloroisothiazolinon	9,6	8,0	5,8	2,7

6.2.2 Scenarie 2.1 (sti)

Resultaterne af modelberegningerne på scenarium 2.1 (jf. tabel 6-4) ses udtrykt som maksimumskoncentrationer i grundvandet i 0, 10, 30 og 100 m nedstrøms afstand i tabel 6-8. De maksimale koncentrationer indtræffer ifølge beregningerne efter 1,3 til 15,9 år.

TABEL 6-8. Beregnede maksimale grundvandskoncentrationer for scenarie 2.1 i 0, 10, 30 og 100 m nedstrøms afstand

Stofnavn	Max. 0 m (µg/l)	Max. 10 m (µg/l)	Max. 30 m (µg/l)	Max. 100 m (µg/l)
Natriumlignosulfonat	1.317.989	1.100.079	790.066	354.025
Natriumpolynaphthalensulfonat	131.486	109.770	78.835	35.328
Natriumabietat	401,3	336,2	243,1	111,1
Natriumthiocyanat	1.976.956	1.650.094	1.185.085	531.031
Formaldehyd	295,1	247,1	178,4	81,2
Melamin	988,2	824,9	592,4	265,5
Methylisothiazolinon	59,7	49,9	36,0	16,3
Methylchloroisothiazolinon	30,9	25,9	18,7	8,6

6.2.3 Scenarie 5.2 (plads)

Resultaterne af modelberegningerne på scenarium 5.2 (jf. tabel 6-4) ses udtrykt som maksimumskoncentrationer i grundvandet i 0, 10, 30 og 100 m nedstrøms afstand i tabel 6-9. De maksimale koncentrationer indtræffer ifølge beregningerne efter 1,5 til 16,3 år.

TABEL 6-9. Beregnede maksimale grundvandskoncentrationer for scenarie 5.2 i 0, 10, 30 og 100 m nedstrøms afstand

Stofnavn	Max. 0 m (µg/l)	Max. 10 m (µg/l)	Max. 30 m (µg/l)	Max. 100 m (µg/l)
Natriumlignosulfonat	19.790.085	17.479.887	13.715.390	8.007.834
Natriumpolynaphthalensulfonat	1.976.684	1.746.104	1.370.039	799.923
Natriumabietat	8912	7924	6283	3745
Natriumthiocyanat	29.685.095	26.219.669	20.572.958	12.011.707
Formaldehyd	4867	4322	3420	2028
Melamin	14.841	13.108	10.285	6005
Methylisothiazolinon	970,0	860,5	679,5	401,3
Methylchloroisothiazolinon	689,0	612,6	485,8	289,6

6.3 Diskussion

I beregningsscenarierne i tabel 6-4 vil de højeste maksimumskoncentrationer i grundvandet alt andet lige fremkomme ved stort areal og stor infiltration. Højden af udlagt beton har derimod hovedsageligt betydning for varigheden af stofudvaskningen og dermed varigheden af høje stofkoncentrationer i grundvandet. I overensstemmelse hermed fremgår det af afsnit 6.2, at det mest grundvandskritiske af de præsenterede scenarier er scenarie 5.2, som er en plads på 100x100 m, hvor knust beton er udlagt i en højde på 1 m og gennemstrømmes af en infiltration på 350 mm/år.

Som det er beskrevet i afsnit 6.1.3, er tilsætningsstofferne generelt polære og har dermed høj vandopløselighed, hvilket medfører, at langt hovedparten af stofmængden vil befinde sig i vandfasen ved sorptionslignevægt. Når der udføres ligevægtsberegninger under antagelse af en lineær sorptionsisoterm beskrevet ved distributionskoefficienten K_d er resultatet, at hele den stofmængde, som potentielt kan frigives til vandfasen, momentant vil opløses i infiltrerende regnvand, og dermed bliver de beregnede vandkoncentrationer for især polære tilsætningsstoffer urealistisk høje. Reelt vil der forekomme et "first flush", hvor stofmolekyler på overfladen af betonkornene momentant vil overgå til vandfasen, men i forhold til den samlede stofkoncentration i det knuste beton vil kun en meget lille stofmængde på den måde være tilgængelig for opløsning i vandfasen. Langt hovedparten af tilsætningsstofferne vil befinde sig i betonkornene, hvorfra stoffet, inden det kan frigives til vandfasen, først skal bevæge sig til kornenes overflade ved diffusion, som er en langsom proces. Hastigheden af denne frigivelse vil sammen med L/S-forholdet bestemme den reelle vandfasekoncentration, som vil være langt lavere end den teoretiske ligevægtskoncentration.

Uden konkrete udvaskningsforsøg er det imidlertid vanskeligt at forudsige de reelle vandfasekoncentrationer for de polære tilsætningsstoffer. Man kan med en vis ret sammenligne med udvaskningsforsøg for sulfat, der er en (polær) anion, som kun i ringe grad bindes til sedimentoverflader – ikke mindst ved høj pH som i beton. Beregner man tilsyneladende K_d -værdier for sulfat ud fra udvaskningsforsøg på beton beskrevet i Miljøprojekt 1991 (2018), fås værdier fra 153 til 7190 l/kg med et gennemsnit på 1646 l/kg. Dette er en helt anden størrelsesorden end de anvendte K_d -værdier (jf. tabel 6-2), som ville medføre lave startkoncentrationer i vandfasen i knust beton og dermed tilsvarende lave grundvandskoncentrationer.

TABEL 6-10 viser beregnede ligevægtskoncentrationer i vandfasen under antagelse af K_d -værdier svarende til minimums-, middel- og maksimumsværdierne beregnet ud fra sulfat. Dette reducerer de beregnede ligevægtskoncentrationer med mellem en faktor 74 og 71.900

og rammer formentlig væsentligt tættere på den reelle udvaskning af polære forbindelser fra beton end ren sorptionslignevægt.

TABEL 6-10. Beregnede ligevægtskoncentrationer i vandfasen under antagelse af minimums- middel-, og maksimums- K_d -værdier tilsvarende sulfat i knust beton

Stofnavn	Max-indhold (mg/kg)	Ligevægtskoncentration ($\mu\text{g/l}$)		
		$K_d = 153 \text{ l/kg}$	$K_d = 1.646 \text{ l/kg}$	$K_d = 7.190 \text{ l/kg}$
Natriumlignosulfonat	10.000	65.317	6.075	1.391
Natriumpolynaphthalensulfonat	1000	6.532	607	139
Natriumabietat	1000	653	61	14
Natriumthiocyanat	15.000	97.975	9.112	2.086
Formaldehyd	7,5	49	4,6	1,0
Melamin	7,5	49	4,6	1,0
Methylisothiazolinon	1	6,5	0,61	0,14
Methylchloroisothiazolinon	1	6,5	0,61	0,14

Et andet forhold, som medfører urealistisk konservative vandfasekoncentrationer, er, at det er antaget, at al beton indeholder den normale brugskoncentration af tilsætningsstofferne. I Miljøprojekt 1991 (2018) er gennemsnitskoncentrationer beregnet ved at dividere de samlede årligt forbrugte stofmængder med en årlig produceret mængde på 850.000 tons knust beton. Dette medfører langt lavere stofkoncentrationer, end hvis det antages, at al beton indeholder tilsætningsstoffer, og som resultat heraf også langt lavere beregnede grundvandskoncentrationer. I tabel 6-11 ses sådanne beregnede gennemsnitlige stofindhold i knust beton, som er langt lavere end oplyste maksimumskoncentrationer, samt tilsvarende koncentrationer i vandfasen ved sorptionslignevægt.

Det bør her nævnes, at det, ud fra oplysninger i Miljøprojekt nr. 1991 om størrelsen af forbrugt af disse stoffer, estimeres, at der for hvert enkelt stof vil være tale om, at det maksimalt forekommer i 10% af den samlede producerede mængde beton i Danmark. For flere af stofferne er der tale om en betragteligt mindre andel.

TABEL 6-11. Ligevægtskoncentrationer for betontilsætningsstoffer baseret på antagelse om gennemsnitlige stofkoncentrationer i betonen.

Stofnavn	Gennemsnitligt stofindhold (mg/kg)	Ligevægtskoncentration ($\mu\text{g/l}$)
Natriumlignosulfonat	0,00059	5,9
Natriumpolynaftalensulfonat	9,4	93.991
Natriumabietat	5,9	22.212
Natriumthiocyanat	0,12	1176
Formaldehyd	0,094	541
Melamin	0,094	941
Methylisothiazolinon	0,00059	4,1
Methylchloroisothiazolinon	0,00059	2,2

I praksis er ovenstående formentlig væsentligt mere realistiske vandfasekoncentrationer, men der er fortsat tale om ligevægtskoncentrationer, hvor der ikke er taget hensyn til, at hovedparten af stoffet frigives til vandfasen ved langsom diffusion igennem betonkornene.

Ovenstående understreger behovet for konkrete udvaskningsforsøg for at kunne give en nogenlunde præcis forudsigtelse af udvaskning af betontilsætningsstofferne. Eftersom kun en lille del af den knuste beton, som rent faktisk anvendes, kan indeholde tilsætningsstoffer i maksimumskoncentrationerne (jf. den eksisterende viden om de forbrugte mængder på nationalt plan), bør der fremstilles beton til formålet, som nedknuses efter hærkning. Udvasningen fra friskhædet beton vil givetvis være større end fra gammelt beton, men i risikovurderingsøjemed vurderes dette at være konservativt uden at være urealistisk.

Det skal dog bemærkes, at der kan være analysekemiske udfordringer med at få bestemt de pågældende stoffer i relevante koncentrationer, jf. erfaringerne fra Miljøprojekt nr. 1991 (2018), hvor det af denne årsag ikke var muligt at udføre modelberegninger for betontilsætningsstoffer.

7. Sammenfatning og konklusioner

7.1 Anvendt metode

Metodemæssigt hviler dette projekt på to hovedelementer, der vedrører hhv. bestemmelsen af de potentielt problematiske stoffers koncentrationer i grundvand og jordmiljøet og stoffernes økotoksikologiske egenskaber og efterfølgende vurdering af risiko for terrestriske organismer.

7.1.1 Bestemmelse af miljøeksponering

Stofkoncentrationerne i jord- og grundvandsmiljøerne til brug for dette projekt er for de fleste af stofferne bestemt ved anvendelse af resultaterne af de udvaskningsforsøg og modelberegninger, der er foretaget i forbindelse med de tidligere miljøprojekter inden for emneområdet (miljøprojekt nr. 1731 (2015), nr. 1991 (2018) og 2055 (2018)). Disse resultater har givet dels de maksimale udvaskningskoncentrationer ved selve forureningskilden (det nedknuste materiale hhv. asfalt og beton) og dels de forventede koncentrationer i det øverste grundvand i forskellige afstande fra kilden (0, 10, 30 og 100 meter) relativt i forhold til koncentrationen ved selve kilden, beregnet med modelværktøjet MIKE SHE. Beregningerne er i denne sammenhæng udført for de to materialer (nedknust) asfalt og beton/tegl og for tre udvalgte genanvendelsesscenerier, hhv. en plads, en gang-/cykelsti og en mark-/sommerhusvej uden eller med dårligt vedligeholdt belægning.

For at finde den resulterende koncentration i jordmiljøet (PEC, Predicted Environmental Concentration, for jord) er koncentrationen i de øverste, biologisk aktive jordlag fundet ved at beregne fordelingen mellem stofferne i vandfasen og jordfasen ved hjælp af ligevægtskonstanter (såkaldte Kd-værdier) gældende for overjord, der især adskiller sig fra jordmatricen i de grundvandsførende lag ved at have betydeligt større indhold af organisk stof. De anvendte Kd-værdier er de bedste bud på realistiske værdier i danske jorde ud fra en ekspertvurdering af det foreliggende datamateriale, der i overvejende grad er internationalt.

Det vurderes, at der dermed er tilvejebragt et passende konservativt bud på PEC i jordmiljøet for de fleste stoffer omfattet af projektet. Det kan yderligere anføres, at PEC kun vil forekomme i de perioder, hvor der er nedbørsunderskud og dermed opadgående vandbevægelse i jorden (typisk i sommerhalvåret). Det opadgående vand er konservativt antaget at indeholde samme stofkoncentrationer som i grundvandet når det når op i de øverste jordlag.

Spredningsberegninger for betonstilsætningsstoffer indgik ikke i de foregående miljøprojekter da det ikke var muligt at få foretaget analyser af disse stoffer. Der er derfor i dette projekt foretaget særskilte spredningsberegninger for disse stoffer med samme metodik som tidligere, dvs. modelberegninger med MIKE SHE under anvendelse af de samme generelle inputparametre. Dog har det på grund af datamangel (der foreligger ikke resultater af udvaskningsforsøg for de pågældende stoffer) ikke været muligt at bestemme den maksimale udvaskningskoncentration for betonstilsætningsstofferne ved selve kilden, men kun relative fortyndinger i forskellige afstande fra forureningskilden. Derfor har der heller ikke kunnet beregnes konkrete PEC-værdier til brug for den terrestriske risikovurdering i projektet.

7.1.2 Bestemmelse af økotoksikologiske nul-effekt niveauer

Hvad angår de økotoksikologiske egenskaber, der fører til fastsættelse af forventede nul-effekt niveauer i jordmiljøet (PNEC, Predicted No-Effect Concentration) til brug for vurdering af risikoen for effekter i jordmiljøet, er bestemmelsen foregået på to forskellige måder.

For flertallet af de undersøgte stoffer, primært de uorganiske stoffer (metallerne), men også enkelte organiske stoffer (især PAH), er der identificeret eksisterende PNEC-værdier og/eller jordkvalitetskriterier i den internationale litteratur, hvorudfra der efter et kritisk review af værdierne og deres baggrund og datagrundlag er udvalgt en værdi til brug som PNEC i dette projekt – i langt de fleste tilfælde svarende til det laveste fundne jordkvalitetskriterium.

For et antal organiske forurenende stoffer, heriblandt betonstilsætningsstofferne, har sådanne værdier/kriterier ikke foreligget og der er derfor i projektet identificeret økotoxikologiske data mv. for stofferne i internationale databaser og/eller litteratur, hvorudfra en PNEC-værdi for hvert stof er beregnet i overensstemmelse med de principper, der er fastsat i EU's kemikalieagentur, ECHAs, guidelines for fastsættelse af PNEC i vand og jord. De fleste af betonstilsætningsstofferne har høj vandopløselighed og vil derfor primært forekomme i jordens porevand, og for disse er PNEC derfor beregnet på basis af effektkoncentrationerne i vand.

Datagrundlaget for fastsættelse af PNEC har for nogle af stofferne været ret spinkelt og for enkelte stort set været baseret på beregnede/modellerede effektkoncentrationer, f.eks. ved såkaldte QSAR-metoder (Quantitative Structure-Activity Relationship).

7.1.3 Økotoxikologisk risikovurdering

Selve risikoanalysen i denne rapport er baseret på alment kendte og internationalt accepterede principper, som bl.a. bruges i EU i risikovurderingen af miljøfarlige stoffer under kemikalielovgivningen REACH. Denne tilgang baserer sig for hvert stof på en sammenligning mellem forventet eksponering (PEC) og et beskyttelsesniveau for jordlevende organismer, hvor der ikke forventes (uacceptable) effekter, populært kaldet nul-effekt-koncentration (PNEC). Risikoen bedømmes ud fra, om risikokvotienten PEC/PNEC er større eller mindre end 1.

Den forventede eksponering er som nævnt baseret på modellerede jordkoncentrationer, Predicted Environmental Concentrations (PEC), mens de anvendte nuleffekt-koncentrationer (Predicted No-Effect Concentrations - PNEC) er baseret enten på allerede eksisterende internationale jordkvalitetskriterier (primært de vurderede metaller), fastsat for at beskytte jordlevende organismer, eller på nye nuleffekt-koncentrationer, der er beregnet som del af dette projekt (primært de organiske stoffer)

7.2 Terrestrisk økotoxikologisk vurdering

Der er i projektet fastsat PNEC-værdier for 10 metaller og 9 indikatorstoffer for oliekuilbrinter, tjærestoffer (PAH) og polychlorerede bihenyler (PCB) samt for 6 organiske betonstilsætningsstoffer. De fleste af værdierne er angivet i mg (eller µg) per kg jord, men for et antal vandopløselige stoffer er PNEC angivet i µg/l vand fordi eksponeringen altovervejende vurderes at ville ske via vandfasen (jordens porevand).

De forslåede PNEC-værdier vurderes at være de bedste og mest realistiske bud i den aktuelle sammenhæng, men det skal understreges, at det inden for rammerne af dette projekt ikke har været muligt at indhente og validere data i det omfang, der anses for nødvendigt for at kunne benytte værdierne universelt, dvs. som generelle jordkvalitetskriterier.

Eksponeringen af det terrestriske miljø er bestemt særskilt for nedknust asfalt og nedknust beton anvendt i tre udvalgte scenarier (forureningskilder), hhv. en plads, en gang-/cykelsti og en mark-/sommerhusvej uden eller med dårligt vedligeholdet belægning. Pladssceneriet indebærer anvendelse af langt den største mængde af materiale, og udvaskningsberegningerne for dette scenarie viser derfor generelt også meget højere udvaskningskoncentrationer af stofferne i de forskellige afstande fra de to materialer (asfalt og beton), der er udført beregninger for, end de to andre scenarier (ca. 20 til >100 gange).

Vurderingen af risiko for terrestriske organismer er derfor foretaget først for pladssceneriet da risikoen i de to andre scenarier vil være lavere. Det vil sige, at hvis risikoen i pladssceneriet vurderes som acceptabel, dvs. PEC/PNEC <1, vil risikoen i de to andre også være acceptabel.

Vurderingen af risikoen for terrestriske effekter viser for alle 10 metaller og begge materialetyperne, asfalt og beton/tegl, at risikokvotienten PCE/PNEC i alle afstande fra forureningskilden i pladssceneriet, inklusive 0 meter (ved kanten af kilden), er lavere end 1. Risikoen for økotoxikologiske effekter som følge af stofudvaskning kan derfor betragtes som acceptabelt lav i alle tre vurderede anvendelses scenarier for både asfalt og beton/tegl.

For flertallet, men ikke alle de vurderede metaller er risikokvotienten PEC/PNEC lidt højere for udvaskning fra beton/tegl end for asfalt, højest for chrom med 0,76 og kviksølv med 0,11, mens alle øvrige PEC/PNEC-værdier for metaller i beton/tegl er lavere end 0,1. For asfalt er alle PEC/PNEC-værdier lavere end 0,1 idet dog værdien for kviksølv kun kan angives som <0,28 fordi stoffet med analysemetodens detektionsgrænse ikke kunne påvises i selve udvaskningsvandet (eluatet) i de udførte forsøg.

For de vurderede oliekuilbrinter (decan og pentadecan) og tjærestoffer (PAH) er PNEC-værdierne sammenholdt med selve de koncentrationer, der blev fundet i de første eluatfraktioner i de udførte udvaskningsforsøg med hhv. nedknust asfalt og nedknust beton/tegl, der i de fleste tilfælde er de højeste observerede koncentrationer. Det er for alle stofferne fundet, at risikokvotienten PEC/PNEC på basis af stofkoncentrationen i selve eluatet er betydeligt lavere end 1 og dermed vil være endnu lavere ved kanten af forureningskilden (0 meter). Risikoen for uacceptable økotoxikologiske effekter i det terrestriske miljø forårsaget af udvaskning af disse stoffer fra nedknust asfalt og beton/tegl er meget lav.

PCB er kun relevant for nedknust beton og tegl. PCB er en gruppe af organiske kemiske stoffer med (meget) lav mobilitet i jord, og med en detektionsgrænse på 0,12 µg/kg ts er der i de tidligere udførte udvaskningstest ikke påvist indhold af nogen af de syv standard PCB'er, der benyttes i EU til miljømæssig karakterisering og risikovurdering. Detektionsgrænsen er en smule lavere end PNEC for direkte effekter af PCB (0,16 µg/kg ts), men 7-8 gange højere end den PNEC for PCB, der også inkluderer risiko for fødekædeeffekter (0,016 µg/kg ts). Da der imidlertid ikke har kunnet påvises udvaskning af PCB fra selve forureningskilden (den nedknuste beton og tegl), og betydelig tilbageholdelse og fortynding af stoffet i jordmatricen kan forventes, vurderes PCB ikke at udgøre nogen risiko af betydning i forhold til effekter på terrestriske organismer ved de vurderede anvendelser.

7.3 Udvasning af betontilsætningsstoffer

Der er beregnet relative udvaskningskoncentrationer for betontilsætningsstoffer i afstandene 0, 10, 30 og 100 meter fra forureningskilden i 21 anvendelsesscenarier for nedknust beton. Imidlertid har det ikke været muligt at omsætte disse koncentrationer til absolutte koncentrationer (mg/l eller µg/l) fordi det pga. datamangel (ingen udførte udvaskningsforsøg) ikke har været muligt at fastsætte realistiske startkoncentrationer i udvaskningsvandet (starteluatet).

Det har derfor ikke været muligt inden for rammerne af dette projekt at fastsætte valide eksponeringskoncentrationer, der kan lægges til grund for en risikovurdering af disse stoffer, hverken i forhold til grundvand eller i forhold til påvirkning af terrestriske organismer. Det vurderes, at der skal udføres kontrollerede udvaskningsforsøg, hvis de nødvendige inputparametre til beregningen af udvaskning og spredning af disse stoffer skal kunne fastsættes.

I dette projekt er der derfor for betontilsætningsstofferne kun modelleret relative fortyndinger i stigende afstand fra en kilde af ukendt styrke, ikke koncentrationer i absolutte tal. Startkoncen-

trationen af stofferne er således ukendt, men vurderes at være meget lavere end de ligevægtskoncentrationer, der er beregnet. Ligevægtskoncentrationen afspejler ikke, at afgivelsen af et stof fra et materiale sker langsomt, og at en ligevægtstilstand derfor aldrig vil blive opnået i virkeligheden.

Det skal yderligere bemærkes, at de udvalgte betontilsætningsstoffer kun benyttes i en mindre eller endda kun lille del af al den beton, der produceres. Ud fra oplysninger i Miljøprojekt nr. 1991 om størrelsen af forbruget af disse stoffer estimeres det, at der for hvert enkelt stof vil være tale om, at det maksimalt forekommer i 10% af den samlede producerede mængde beton i Danmark. For flere af stofferne er der tale om en betragteligt mindre andel.

Ud fra en gennemsnitsbetragtning vil kildestyrken i de forskellige scenarier for nyttiggørelse således blive overestimeret meget betydeligt, hvis det for betontilsætningsstofferne antages, at de forekommer i alt det udlagte materiale, sådan som det er antaget for de øvrige stoffer i projektet (på baggrund af testresultater). På det foreliggende, spinkle grundlag vurderes det som usandsynligt, at de reelle udvaskningskoncentrationer af betontilsætningsstoffer skulle nå kritiske niveauer i grundvand såvel som i det terrestriske miljø.

8. Anvendte forkortelser

BC	Background Concentration
EC	Effect Concentration
ECHA	European Chemicals Agency
Eco-SSL	Ecological Soil Screening Levels (EQS fra USA)
EPA	Environmental Protection Agency (f.eks. USEPA, den amerikanske miljøstyrelse)
EqP	Equilibrium Partitioning (metoden)
EQS	Environmental Quality Standard
HC5 / HC50	Hazard Concentration for 5% hhv. 50% af arterne
JKK	Jordkvalitetskriterie
LC	Lethal Concentration
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
L/S	Liquid/Solid-ratio. Forholdet mellem væske og fast stof, hvor L er den væskemængde, som til et givet tidspunkt har været i kontakt med en vis mængde fast stof, S. Udvaskningsforløb under ligevægtslignende forhold (i laboratorietests eller under feltforhold) beskrives ofte som stofkoncentrationer eller udvaskede stofmængder som funktion af L/S.
MATC	Maximum Acceptable Toxicant Concentration
MPA	Maximum Permissible Addition
NOEC	No Observed Effect Concentration
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
PBT	Persistent, Bioaccumulative and Toxic
PCB	Polychlorinated biphenyls
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
QSAR	Quantitative Structure-Activity Relationship
RAR	Risk Assessment Report
SCCP	Short-chained chlorinated paraffins
SRA	Serious Risk Addition (grænseværdi fra Holland)
SSD	Species Sensitivity Distribution
SSV	Soil Screening Value (EQS fra UK)
TV	Target Value (EQS fra Holland)
vPvB	Very Persistent and very Bioaccumulative = meget persistent og meget bioakkumulerende (stof)

9. Referencer

Baek Y-W., Lee W-M., Jeong S-W., An Y-J. 2013. Ecological effects of soil antimony on the crop plant growth and earthworm activity. *Environmental Earth Science* 71: 1-6.

CCME (2014). Canadian Environmental Quality Guidelines. https://www.ccme.ca/en/re-sources/canadian_environmental_quality_guidelines/

Danish (Q)SAR Database (tilgået oktober-november 2018). <http://gsar.food.dtu.dk/>

ECHA (tilgået oktober-november 2018). Registreringsdossiers for en række stoffer.

Environment Agency. 2017. Derivation and use of soil screening values for assessing ecological risks. Report – ShARE id26.

Environment Canada (2011). Screening Assessment for the Challenge: Rosin, hydrogenated Chemical Abstracts Service Registry Number 65997-06-0 ... (og tre mere). Environment Canada & Health Canada, January 2011.

France (2015). Assessment Report C(M)IT / MIT. Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Product-type 6 (Biocide for use as preservatives for products during storage). France, May 2015.

Jensen J., Bak J., Larsen, M.M. 1996. Tungmetaller i danske jorder. Tema-rapport nummer 4 fra DMU - Danmarks miljøundersøgelser.

Jensen, J, Larsen, MM & Bak, JL. 2016. National monitoring study in Denmark finds increased and critical levels of copper and zinc in arable soils fertilized with pig slurry. *Environmental Pollution* 214: 334-340.

Kuperman, R., Checkai, R., Simini, M., Phillips C., Speicher J., Barclift D.. 2006. Toxicity benchmarks for antimony, barium, and beryllium determined using reproduction endpoints for *Folsomia candida*, *Eisenia fetida*, and *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 754-762.

Miljøstyrelsen (2018). Modelling af udvaskning af problematiske stoffer fra beton og tegl. Miljøprojekt nr. 2055, 2018 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2018). Forekomst og udvaskning af problematiske stoffer i knust beton og tegl. Miljøprojekt nr. 1991, 2018 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2015). Forurenende stoffer i beton og tegl. Miljøprojekt nr. 1806, 2015 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2015). Spredning af problematiske stoffer ved materialenyttiggørelse af asfalt til vejbygningsformål. Miljøprojekt nr. 1731, 2015 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2014). Forundersøgelse: Farlige stoffer i asfalt og spredning af disse ved anvendelse af opbrudt asfalt. Miljøprojekt nr. 1576, 2015 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen 2002. Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. Miljøprojekt Nr. 728 2002. Teknologiuudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

Miljøstyrelsen. 1995a. Soil Quality Criteria for selected organic compounds. Arbejdsrapport nr. 47 fra Miljøstyrelsen.

RIVM (2014). Risk-based standards for PCB in soil. Proposal for environmental risk limits and maximum values. RIVM report 2014-0119. E.M.J. Verbruggen & E. Brand.

Slovenia (2014). Assessment Report 2-Methylisothiazol-3(H)-one (MIT). Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Product-type 13 (Metalworking-fluid preservative) Slovenia, November 2014.

USEPA (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. EPA/600/R-05/074, July 2005. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Washington, DC 20460.

van Herwijnen R., Postma J., Keijzers, R. 2015. Update of ecological risk limits for arsenic in soil. RIVM Letter report 2015-0138.

VROM 2000. Circular on target values and intervention values for soil remediation. ANNEX A: TARGET VALUES, SOIL REMEDIATION INTERVENTION VALUES AND INDICATIVE LEVELS FOR SERIOUS CONTAMINATION.

Terrestrisk risikovurdering af problematiske stoffer i nedknust asfalt, beton og tegl.

Projektet belyser, hvorvidt nedknust asfalt, beton og blandinger af beton og tegl, som nyttiggøres i en række forskellige anvendelsesscenarier uden for egentlige vejanlæg (stier, plader og mindre veje uden fast belægning), indebærer en uacceptabel risiko for effekter på terrestriske organismer. Herudover er det søgt belyst om en række organiske stoffer, der tilsættes beton, medfører en uacceptabel risiko for udvaskning til grund- og overfladevand fra nedknust beton, som nyttiggøres i en række realistiske anvendelsesscenarier. Projektet viser, at anvendelsen af nedknust asfalt, beton og blandinger af beton og tegl på stier, pladser og mindre veje uden fast belægning ikke medfører udvaskning af problematiske stoffer i et omfang, som giver en betydende risiko for effekter på terrestriske organismer. Det fremgår videre, at det ikke på det foreliggende grundlag har været muligt at vurdere, om der kan forekomme en uacceptabel udvaskning til grundvandet af organiske betontilsætningsstoffer fra nedknust beton. Det vurderes dog på det foreliggende spinkle grundlag, at det er usandsynligt, at de anvendte koncentrationer af tilsætningsstofferne skulle nå kritiske niveauer i forhold til grundvandet såvel som i forhold til det terrestriske miljø.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk