



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier for PAH

John Jensen

Aarhus Universitet  
Institut for Bioscience

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

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

# Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
1 INDLEDNING	11
1.1 TJÆRESTOFFERNE PAH	11
1.2 MILJØRELATEREDE KVALITETSKRITERIER	12
1.3 INDSAMLING SAMT KVALITETS- OG RELEVANSVURDERING AF DATA	13
<b>1.3.1 Fødekædeeffekter</b>	<b>15</b>
<b>1.3.2 Økotoxikologiske studier med eksponering af invertebrater via føden</b>	<b>15</b>
1.4 VALG AF BESKYTTELSES NIVEAU OG MÅL	16
1.5 VALG AF METODE(R) TIL FASTSÆTTELSE AF DEN HØJESTE KONCENTRATION I JORD UDEN FORVENTET MILJØEFFEKTER (PREDICTED NO EFFECT CONCENTRATION = PNEC)	17
<b>1.5.1 Sandsynlighedsmodeller</b>	<b>17</b>
<b>1.5.2 Andre overvejelser</b>	<b>18</b>
1.6 FASTSÆTTELSE AF JORDKVALITETSKRITERIER	18
2 ØKOTOKSIKOLOGISKE STUDIER MED POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH)	19
2.1 INDLEDNING	19
2.2 ØKOTOKSIKOLOGISKE STUDIER ANVENDT VED FASTSÆTTELSEN AF JORDKVALITETSKRITERIER	19
2.3 ANDRE RELEVANTE STUDIER DER IKKE DIREKTE ER BRUGT TIL FASTSÆTTELSE AF JORDKVALITETSKRITERIER	26
3 FORSLAG TIL ØKOTOKSIKOLOGISKE JORDKVALITETSKRITERIER	33
3.1 ACENAPHTHEN	33
3.2 ACENAPHTHYLEN	34
3.3 ANTHRACEN	34
3.4 BENZ(A)ANTHRACEN	35
3.5 BENZ(GHI)PERYLEN	35
3.6 BENZ(A)PYREN	35
3.7 BENZ(B+J+K)FLUORANTHEN	36
3.8 CHRYSEN	37
3.9 DIBENZ(A,H)ANTHRACEN	37
3.10 FLOUREN	38
3.11 FLUORANTHEN	38
3.12 INDENO(1,2,3-CD)PYREN	39
3.13 NAPHTHALEN	39
3.14 PERYLEN	40
3.15 PHENANTHREN	40
3.16 PYREN	41
4 REFERENCER	43



# Forord

Samlet var der ved udgangen af 2009 kortlagt 14.072 forurenede grunde på baggrund af mistanke om forurening og 13.395 forurenede grunde på baggrund af faktisk konstateret forurening. Der er tale om et bredt spektrum af forureningskilder. Benzin- og servicestationer og andre aktiviteter med olie/benzin udgør sammen med renserier de største grupper. Når dertil lægges et større antal gamle tørrepladser for fiskenet forurenet med tjære samt hele den diffuse forurening med tjærestoffer fra atmosfærisk nedfald fra afbrænding af fossile brændstoffer, udgør gruppen af polyaromatiske hydrocarboner (PAH) en væsentlig stofgruppe forbundet med forurenet jord.

I maj 2004 blev der nedsat en såkaldt kriteriegruppe, som bestod af repræsentanter fra Sundhedsstyrelsen, embedslægerne, Arbejdstilsynet, Fødevareministeriet, Amdsrådsforeningen, Københavns Kommune, Kommunernes Landsforening og Miljøstyrelsen (formand). Kriteriegruppen fik til opgave at kigge på, om der bruges de rigtige metoder, når grænseværdier for vand, jord og luft fastsættes, samt om grundlaget for, hvornår jordforurening kortlægges, kunne fastsættes mere hensigtsmæssigt - med særlig fokus på bly og tjærestoffer (PAH). Kriteriegruppen afsluttede sit arbejde i december 2004. Miljøstyrelsen, Sundhedsstyrelsen og embedslægerne fandt, at det ville være sundhedsmæssigt forsvarligt at hæve sumkriteriet for PAH til 4,0 mg/kg. Det tilhørende afskæringskriterium blev ligeledes hævet til 40 mg/kg. Jordkvalitetskriterierne og afskæringskriterierne for enkeltstofferne benz(a)pyren og dibenz(a,h)anthracen er for begge stoffer henholdsvis 0,3 og 3,0 mg/kg.

Ved at hæve kriterierne opstod der en forskel i niveauerne mellem de human-toksikologiske og de økotoksikologiske jordkvalitetskriterier for PAH-stoffer, idet sidstnævnte er 1,0 mg/kg for summen af PAH og 0,1 mg/kg for benz(a)pyren (Jensen og Folker-Hansen 1995). De økotoksikologiske kriterier blev fastsat på et relativt spinkelt data grundlag tilbage i 1995. I mellemtiden er der dukket en del nye informationer og databaser op, som gør det relevant at revidere kriterierne. Dette har været baggrunden for indeværende rapport.



# Sammenfatning og konklusioner

Indeværende projekt har på baggrund af en større litteratursøgning haft som mål at fastsætte forslag til nye økotoxikologiske jordkvalitetskriterier for PAH-stoffer. Valg af data til fastsættelsen af indeværende forslag til jordkvalitetskriterier er sket på baggrund af en række udvælgelseskriterier, f.eks. er forsøg med akvatiske organismer og forsøg, hvor organismene alene er eksponeret via forurenede føde, udeladt. Rapporten indeholder en kort gennemgang af de mest relevante studier med henblik på at gøre udvælgelsesproceduren gennemsigtig. EU har i deres fastsættelse af såkaldte PNEC-værdier (Predicted No Effect Concentration) anvendt andre udvælgelseskriterier, hvorfor disse PNEC-værdier er medtaget i indeværende rapport til sammenligning. Forslag til de økotoxikologiske jordkvalitetskriterier er i denne rapport udelukkende fastsat for de enkelte PAH-stoffer, idet der modsat de eksisterende human toksikologiske jordkvalitetskriterier ikke er foreslået en sumværdi for en nærmere bestemt række af PAH-stoffer. Forslag til de økotoxikologiske jordkvalitetskriterier er sammen med de eksisterende PNEC-værdier fastsat af EU opsummeret i Tabel 0.1 Der er for de fleste stoffer et sammenfald mellem de udarbejdede forslag til jordkvalitetskriterier og EU's PNEC-værdier. Undtaget herfor er Benz(a)pyren, hvor EU har inkluderet forsøg med fødeeksponering, som ikke er inddraget i indeværende forslag til jordkvalitetskriterier (se sektion 1.3.1 for yderligere information).

Det skal understreges, at en jordkoncentration, der er højere end jordkvalitetskriterierne, udelukkende indikerer, at der foreligger en potentiel risiko for uønskede effekter. For at kunne evaluere, om denne risiko er reel, skal der foretages en individuel og stedsspecifik risikovurdering af miljøeffekter.

Tabel 0.1. Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier (mg/kg tørvægt) som de er foreslået i denne rapport samt den publicerede PNEC-værdi i EUs risikovurdering af PAH-stoffer (EU-RAR 2008)

Sektion	PAH	PNEC i EU-RAR* (mg/kg)	Forslag til jordkvalitetskriterium (mg/kg)
3.1	Acenaphthen	0,038	0,03
3.2	Acenaphthylen	0,29	0,2
3.3	Anthracen	0,13	0,05
3.4	Benz(a)anthracen	0,079	--
3.5	Benz(ghi)perylene	0,17	--
3.6	Benz(a)pyren	0,053	8,5
3.7	Benz(b+j+k)fluoranthren	0,28 <sup>+</sup>	--
3.8	Chrysen	0,55	--
3.9	Dibenz(a,h)anthracen	0,054	--
3.10	Flouren	1,0	0,8
3.11	Fluoranthren	1,5	1,3

Sektion	PAH	PNEC i EU-RAR* (mg/kg)	Forslag til jordkvalitetskriterium (mg/kg)
3.12	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,13	--
3.12	Naphthalen	1,0	1,1
3.13	Perylen	---	--
3.14	Phenanthren	1,8	2,3
3.15	Pyren	1,0	0,8

\* ***Benz(b)fluoranthren***

\* ***Se appendix A***

# Summary and conclusions

Based on a large literature search, new ecotoxicological soil quality criteria for PAH have been recommended. The data used for the derivation of the ecotoxicological soil quality criteria have been selected on the basis of a number of criteria, e.g. data from aquatic studies and studies, where the animals have been exposed solely through spiked food, have been omitted. The report contains a short review of the most relevant studies in order to obtain the maximum transparency in the selection of data. The European Union has used other selection criteria in their data selection as part of their derivation of Predicted No Effect Concentration (PNEC). Therefore, the EU PNEC-values are included in this report for comparison. In this report, ecotoxicological soil quality criteria have only been suggested for individual PAH compounds, as opposed to the Danish human toxicological soil quality criteria, where a sum-value for a predefined group of seven PAH compounds exists. The new suggestions for Danish ecotoxicological soil quality criteria for PAH are listed in Table 0.1 together with the existing PNEC-values from the EU Risk Assessment Report on PAH. In most cases, the suggested soil quality criteria is in accordance with PNEC-values derived by the EU. An exemption is benz(a)pyrene, where the PNEC was established based on ecotoxicological studies, where the test species were exposed via contaminated food (see section 1.3.1 for more details).

It should be emphasized that exceeding the soil quality criteria only implies that a potential ecological risk may occur. A site specific assessment is needed in order to establish whether an actual impairment of the local ecosystems has occurred as a result of soil contamination.

Table 0.1. Ecotoxicological Soil Quality Criteria (mg/kg dry weight) as they are suggested in this report, as well as the published PNEC-value from the EU Risk Assessment Report on PAH (EU-RAR 2008)

Section	PAH	PNEC in EU-RAR* (mg/kg)	Suggested Soil Quality Criteria (mg/kg)
3.1	Acenaphthen	0.038	0.03
3.2	Acenaphthylen	0.29	0.2
3.3	Anthracen	0.13	0.05
3.4	Benz(a)anthracen	0.079	--
3.5	Benz(ghi)perylene	0.17	--
3.6	Benz(a)pyren	0.053	8.5
3.7	Benz(b+j+k)fluoranthen	0.28 <sup>+</sup>	--
3.8	Chrysen	0.55	--
3.9	Dibenz(a,h)anthracen	0.054	--
3.10	Flouren	1.0	0.8
3.11	Fluoranthen	1.5	1.3
3.12	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.13	--

Section	PAH	PNEC in EU-RAR* (mg/kg)	Suggested Soil Quality Criteria (mg/kg)
3.12	Naphthalen	1.0	1.1
3.13	Perylen	---	--
3.14	Phenanthren	1.8	2.3
3.15	Pyren	1.0	0.8

\* ***Benz(b)fluoranthen***

\* ***See Appendix A***

# 1 Indledning

## 1.1 Tjærestofferne PAH

Denne rapport indeholder forslag til nye økotoxikologiske jordkvalitetskriterier for en række tjærestoffer, de såkaldte polyaromatiske hydrocarboner eller PAH, samt en beskrivelse af de metoder og data, som er anvendt til fastsættelsen.

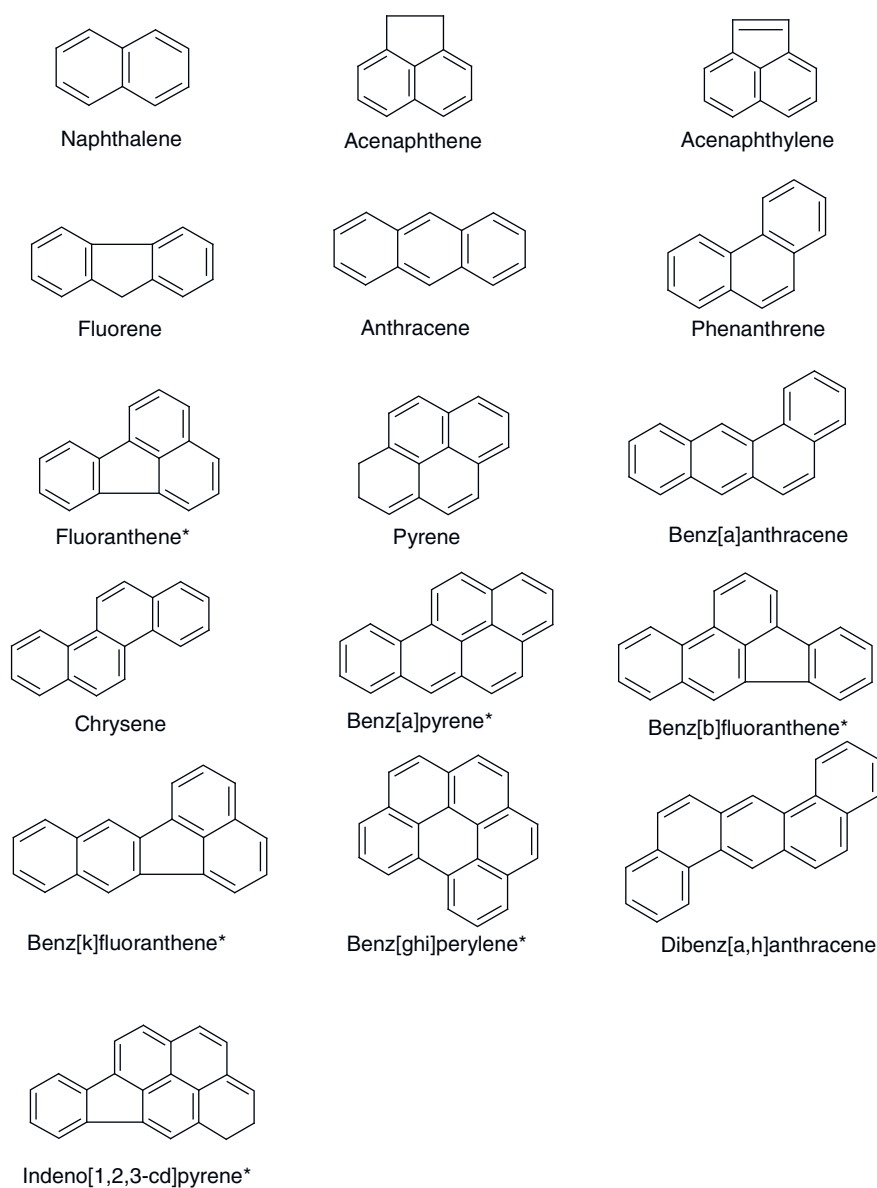
PAH er en gruppe af polyaromatiske stoffer, der næsten altid vil findes som blandinger, eftersom spredning i miljøet sker ved en række forbrændingsprocesser, spild af olie og benzin eller ved gamle tjæreforureninger som f.eks. på de nu nedlagte tjærepladser for fiskenet. En række fysisk-kemiske egenskaber for udvalgte PAH er gengivet i tabel 1.1, ligesom deres kemiske struktur kan ses i figur 1.1.

Tabel 1.1. Fysisk-kemiske egenskaber for en række PAH.

PAH	CAS nr	Formel	Mol vægt (g.mol <sup>-1</sup> )	Smeltepunkt (°C)	Kogepunkt (°C)	Opløselighed (µg.l <sup>-1</sup> )	Log K <sub>ow</sub> (-)
Naphthalen	91-20-3	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	128,2	81	217,9	31900	3,34
Acenaphthen	83-32-9	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	154,2	96	278	3910	4,00
Acenaphthylen	208-96-8	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	150,2	92	279	16100	3,62
Fluoren	86-73-7	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166,2	115-116	295	1800	4,22
Anthracen	120-12-7	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178,2	216,4	342	47	4,68
Phenanthren	85-01-8	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178,2	100,5	340	974	4,57
Fluoranthen	206-44-0	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202,3	108,8	375	200	5,20
Pyren	129-00-0	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202,3	156	360	125	4,98
Benz[a]-anthracen	56-55-3	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228,3	160,7	435	10,2	5,91
Chrysen	218-01-9	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228,3	253,8	448	1,65	5,81
Benz[a]pyren	50-32-8	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252,3	175	496	1,54	6,13
Benz[b]-fluoranthen	205-99-2	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252,3	168,3	481	1,28	6,12
Benz[k]-fluoranthen	207-08-9	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252,3	217	480	0,93	6,11
Benz[ghi]-perylene	191-24-2	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276,3	277	545	0,14	6,22
Dibenz[a,h]-anthracen	53-70-3	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	278,4	266,6	524	0,82	6,50
Indeno[1,2,3-cd]-pyren	193-39-5	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276,3	163,6	536	-	6,58

*Data er baseret på Mackay et al. (1992).*

Figur 1.1. Kemisk struktur for en række PAH. PAH hvor der foreligger et dansk humantoksikologisk jordkvalitetskriterium er angivet med \*



PAHs primære giftige virkningsmekanisme er anerkendt til at være non-polær narkose, som er en generel giftighed som følge af stoffers interaktion med membraner og andre bio-molekyler. PAH-stoffer vides dog også at være phototoksiske, idet de ved udsættelse for ultraviolet lys kan danne reaktive (ilt) grupper, som kan være yderst skadelige for biologisk materiale. Det er dog tvivlsomt, i hvor høj grad photoaktivering af PAH har nogen nævneværdig betydning i jordmiljøet, hvor det kun vil være den absolutte overfladejord, som vil være udsat for ultraviolet lys.

## 1.2 Miljørelaterede kvalitetskriterier

Miljørelaterede kvalitetskriterier har fundet bred anvendelse, også i et samfund som det danske. 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 vandkvalitetskriterierne defineret som ”Det højeste koncentrationsniveau, ved hvilket det skønnes, at der ikke vil forekomme uacceptable negative effekter på vandøkosystemer”.

I Danmark 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 økotoksikologiske jordkvalitetskriterier (Jensen og Folke-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. Indtil sidst i 2005, hvor de toksikologiske jordkvalitetskriterier for PAH blev hævet med op til en faktor tre, var der, som det fremgår af tabel 1.2, rimelig stor overensstemmelse mellem de humantoksikologiske og de økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Dette er nu ikke længere gældende. Desuden er der siden fastsættelsen af de økotoksikologiske jordkvalitetskriterier i 1995 publiceret en række nye undersøgelser af effekterne af PAH på jordbundslevende dyr. Det er derfor fundet relevant at revurdere de eksisterende økotoksikologiske kriterier.

Tabel 1.2. Jordkvalitetskriterier (JKK) i mg/kg for PAH i Danmark.

Stof(fer)	Human toksikologisk JKK	Økotoksikologisk JKK	
		1995 ^	Nye forslag
PAH Total*	4,0*	1,0	--
Benz(a)pyren	0,3	0,1	8,5
Benz(a,h)anthracen	0,3	---	--

<sup>^</sup> 1995 JKK referer til de kriterier, som blev fastsat i 1995 og publiceret i Jensen & Folke-Pedersen 1995. \* Summen af PAH forstås som summen af følgende PAH: Fluoranthen, benz(b+j+k)fluoranthen, benz(a)pyren, dibenz(a,h)anthracen og indeno(1,2,3,-cd)pyren.

Fastsættelsen af kvalitetskriterier gennemføres efter en række metodevalg og beslutningsprocesser, der som et minimum indeholder følgende elementer:

1. Indsamling samt kvalitets- og relevansvurdering af data
2. Valg af beskyttelsesniveau og mål
3. Valg af metode(r) til fastsættelse af den højeste koncentration i jord uden forventede miljøeffekter
4. Fastsættelse af jordkvalitetskriterier

I nedenstående afsnit er gennemgået nogle af de metoder og valg, som er anvendt i dette projekt.

### 1.3 Indsamling samt kvalitets- og relevansvurdering af data

Da en testning af alle organismer og funktioner i økosystemet ikke er mulig, fastsættes jordkvalitetskriterierne ved en ekstrapolation til økosystemniveau ud fra data opnået i simple laboratorietests. Da langt fra alle undersøgelser med PAH har haft til hensigt at skabe data, der er brugbare til fastsættelse af miljøkriterier, vil det være nødvendigt med en selektion af data. I kapitel 2 er de væsentligste jordrelaterede økotoksikologiske studier med PAH gennemgået

inklusiv en del af de studier, som af den ene eller anden grund ikke direkte er anvendt i kriteriefastsættelsen. Dette er gjort med henblik på den størst mulige gennemsigthed i de fremsatte forslag til jordkvalitetskriterier.

Kun data fra økotoksikologiske studier, hvor der har været anvendt en kontrolleret eksponeringsrække, har været anvendt. Det vil sige at forsøg med indsamlet feltjord fra forurenede grunde ikke har været inddraget. Det samme er gældende for forsøg med enkelt dosis eller blandinger. Som et udgangspunkt har der kun været anvendt "NOEC", "EC10" eller "LC50"-værdier for jordlevende organismer. NOEC (No Observed Effects Concentration) værdier er den højeste testkoncentration i en testserie, hvor der ikke er fundet statistisk forskel fra kontrolværdien. EC10-værdien er en interpoleret værdi fra dosis-respons kurven, som svarer til en 10% reduktion i forhold til kontrolværdien. LC50 værdien er den interpolerede testkoncentration, der resulterer i en 50% akut dødelighed blandt de voksne individer. De sub-letale giftighedsmål har typisk været vækst eller reproduktion. Dette projekt har ikke forsøgt at blande akutte og kroniske giftighedsdata, f.eks. ved at ekstrapolere giftighedsmål som LC<sub>50</sub> til data, som sammen med NOEC og EC10-værdier kunne være anvendelige i fastsættelsen af et jordkvalitetskriterium. I tilfælde hvor der både findes kroniske og akutte data, er de kroniske data vægtet højest og jordkvalitetskriterierne fastsat på baggrund af disse. Såfremt der kun forefindes LC50 værdier, kan disse dog anvendes ved benyttelsen af tilsvarende højere usikkerhedsfaktorer (se tabel 1.3).

Data har været indsamlet for planter, jordlevende invertebrater og mikroorganismer (mikrobielle processer). Data for pattedyr, som mus og muldvarpe, levende i eller på jorden, har ikke været inddraget, eftersom sekundære fødekædeeffekter ikke er inddraget i denne rapport (se flere detaljer nedenfor). Eksponering har i alle tilfælde været via jord, dog er data fra snegle eksponeret for forurenede jord via foden forbigået. Dette skyldes, at sneglene kun delvist gennem forsøgs-perioden har været eksponeret for den PAH-forurenede jord, eftersom de opholdt sig meget af tiden på testbeholdernes vægge. Data for isopoder (f.eks. bænkebidere) eksponeret for PAH gennem forurenede blade er ligeledes forbigået i fastsættelsen af jordkvalitetskriterier (se flere detaljer i af snit 1.3.2).

Ifølge EUs tekniske anvisninger under REACH programmet kan akvatiske giftighedsdata ekstrapoleres til jord- eller sedimentdata på baggrund af stoffets kemiske egenskaber. Princippet er, at man på baggrund af viden om stoffets binding til organisk kulstof ( $K_{oc}$ ) og dets akvatiske giftighed kan ekstrapolere til en standardjord med 60% fast materiale, 20% vand, 20% luft og et kulstofindhold på 2% ved hjælp af følgende formel:

$$PNEC_{jord} = (0,174 + 0,0104 * K_{oc}) * PNEC_{vand}$$

Hvor  $PNEC_{jord}$  står for "Predicted No Effect Concentration", og altså repræsenterer en koncentration i jorden, som anses for uskadelig for jordbundsorganismer. Denne ekstrapolation baseres på en række forudsætninger, bl.a. at følsomhederne af akvatiske organismer og jordbundsorganismer er sammenlignelige, og at den dominerende eksponeringsvej af alle jordbundsdyr er via (pore)vand. Dette er ikke forsøgt i indeværende projekt, eftersom det er vurderet at være forbundet med stor usikkerhed, men i hvert afsnit kan der for de enkelte PAH findes en sammenligning af de indeværende forslag til jordkvalitetskriterier med de i EU-regi fastsatte PNEC-værdier for PAH, der bl.a. bygger på ekstrapoleringer fra vand- og fødeeksponeringsdata.

### 1.3.1 Fødekædeeffekter

Visse PAH-stoffer har fysisk-kemiske egenskaber, der gør, at de potentielt kan optages og akkumulere i dyr og planter. Herfra kan de overføres til rovdyr eller planteædende dyr og fugle, hvorfra de kan udøve sekundære fødekædeeffekter. Sekundære effekter via fødekæde akkumulering er dog ikke inkluderet i denne rapport. Dette skyldes primært, at datagrundlaget ikke er fundet tilstrækkeligt. Dette er på linje med EUs risikovurdering af tjæreprodukter, som heller ikke i deres risikovurdering af PAH har forsøgt at estimere sekundære fødekædeeffekter (EU-RAR 2008).

### 1.3.2 Økotoxikologiske studier med eksponering af invertebrater via føden

Teoretisk kan observerede effekter efter fødeeksponering ekstrapoleres til estimerede jordkoncentrationer ved at skalere effekterne efter indholdet af organisk materiale i føden og en given standardjord.

En række hollandske forskere gennemførte i starten af 1990'erne flere økotoxikologiske studier, hvori de eksponerede bænkebidere (isopoder, som er terrestriske krebsdyr) til PAH via forurenede føde (Van Straalen og Verweij 1991, Van Brummelen og Stuijzand 1993, Van Brummelen og Van Straalen 1996). Testdyrene (*Oniscus asellus* og *Porcellio scaber*) fik adgang til blade, som eksperimentelt var forurenede med PAH i en dosisserie. Forsøgene var relativt langvarige fra 5 uger op til 47 uger. Fælles for alle forsøg var, at man foruden de klassiske effektmål, som overlevelse, reproduktion og biomasse, undersøgte effekter på andre vækstrelaterede parametre, f.eks. fødeindtag, vækst-effektivitet, fødeassimilering, proteinindhold etc.

Ingen af undersøgelserne observerede negative effekter på overlevelsen eller reproduktionen hos bænkebidere. Tværtimod sås der i flere tilfælde en stimulering af reproduktionen. Til gengæld blev der observeret mindre, men dog statistisk målbare, effekter på diverse vækstparametre.

Som udgangspunkt er disse økotoxikologiske studier godt gennemført og dokumenteret, og gruppen af landlevende krebsdyr (isopoder) er relevante for det terrestriske miljø. Når det er besluttet at udelade disse forsøg fra fastsættelsen af jordkvalitetskriterier, skyldes det således alene den meget store usikkerhed, som er forbundet med at ekstrapolere fra forsøg med fødeeksponering til en koncentration i jord. I EUs risikovurdering af PAH (EU-RAR) er der gennemført en sådan ekstrapolering fra bladmateriale med 90% organisk materiale til en jord med 3,4% organisk materiale. Dette medfører for Benz(a)pyren en PNEC-værdi, som er markant lavere, dvs. mindst en faktor 1000, end den, der kan ekstrapoleres på baggrund af forsøg med (andre) jordlevende invertebrater eksponeret via PAH-forurenede jord. Ud fra datasættet i EUs risikovurdering af PAH for akvatiske organismer er der intet, som tyder på, at krebsdyr generelt skulle være markant mere følsomme overfor benz(a)pyren end andre invertebrater eller organismegrupper, hvilket støtter betragtningen om, at ekstrapolering fra fødeeksponering til jordeksponering er behæftet med stor usikkerhed.

I tilfælde af stoffer med en meget høj fedtopløselighed anses eksponering via føden at kunne udgøre en væsentlig eksponeringsrute i forhold til eksponering via porevand. En model udviklet for regnorme viste, at i de fleste tilfælde var optag via porevand den dominerende rute, men at for stoffer med en log Kow > 5 kunne oralt optag udgøre op til 10% for almindelige jorder og helt op til

halvdelen for humusholdige jorder med et indhold af organisk materiale på 50%. (Belfroid et al. 1995). Jager (2003) beregnede ligeledes ved hjælp af modeller, at for vandskyende (lipophile) stoffer med en  $\log K_{ow}$  på mere end 6 var det potentielle optag over regnormens tarm en væsentlig kilde til eksponering. Med en  $\log Kow$  på 6,13 for benz(a)pyren kan det med andre ord ikke udelukkes, at fødeoptag kan spille en rolle for optag i regnorme. Den tilnærmelsesvise fordeling mellem optaget via organismernes overfladehud, exoskeletter eller tarm kan dog ikke altid bestemmes, og der findes ikke oplysninger om, hvorvidt regnormens fordeling mellem hud- og tarmoptagelse også er gældende for andre jordlevende invertebrater for slet ikke at tale om mikroorganismer eller planter. Samlet set er det derfor besluttet ikke at inddrage fødeeksponeringsstudier i fastsættelsen af jordkvalitetskriterier. I konkrete risikovurderingssituationer af f.eks. forurenede grunde kan det dog anbefales at undersøge, om PAH-koncentrationen i det førnlag, som udgør fødekilden for mange isopoder, er lavere end den laveste koncentration på 125 mg/kg tørvægt, hvor der er fundet signifikante negative effekter på væksten af bænkebidere (*Polio scaber*) (Van Stralen og Verweij 1991).

#### 1.4 Valg af beskyttelsesniveau og mål

Formålet med økotoksikologisk baserede jordkvalitetskriterier er at beskytte såvel funktionen som strukturen af økosystemet mod effekter forårsaget af PAH. Ideelt set skal der indhentes tilstrækkeligt med økotoksikologiske data for en meget bred vifte af arter og jordbundsprocesser. Hvorvidt funktionen af økosystemet er beskyttet, når alle arterne er beskyttet, diskuteres fortsat i videnskabelige kredse. I dette projekt søges funktionen af økosystemet beskyttet ved at beskytte strukturen, dvs. arterne.

I nogle lande fastsættes differentierede jordkvalitetskriterier efter forskellige arealanvendelser, f.eks. naturområder, landbrugsområder, parker og haver eller industrigrunde. I dette projekt er valgt kun at fastsætte én form for jordkvalitetskriterier, der har til formål at sikre en fuld beskyttelse af jordbundsorganismer og jordbundsfunktioner. Der stiles med andre ord mod jordkvalitetskriterier, som sikrer, at jorden besidder sin fulde funktionalitet og artsdiversitet. Det er dog vigtigt at bemærke, at disse generiske jordkvalitetskriterier udelukkende forholder sig til, ved hvilken koncentration vi kan forvente, at der ikke sker en påvirkning af jordbundens økosystemer. Samlet set skal det derfor understreges at:

- De økotoksikologiske jordkvalitetskriterier forholder sig ikke til arealanvendelsen, hvorfor de ikke direkte kan bruges ved f.eks. vurdering af oprydningens behov og afværgeforanstaltninger.
- Jordkvalitetskriterierne sigter ikke mod at beskytte pattedyr og mennesker.
- Jordkvalitetskriterierne kan ikke anvendes til at beskytte grundvand eller overfladevand mod nedsivning o. lign.
- En overskridelse af jordkvalitetskriterierne kan ikke umiddelbart bruges til at konkludere, at det terrestriske økosystem på en given forurenede grund er påvirket. En jordkoncentration, der er højere end jordkvalitetskriterierne indikerer således udelukkende, at der foreligger en potentiel risiko for uønskede effekter. For at kunne evaluere om denne risiko er reel, skal der foretages en individuel og stedsspecifik risikovurdering af miljøeffekter.

1.5 Valg af metode(r) til fastsættelse af den højeste koncentration i jord uden forventet miljøeffekter (Predicted No Effect Concentration = PNEC)

Jordkvalitetskriterierne fastsættes ved brug af de indsamlede økotoxikologiske data. Da enkeltstående undersøgelser af PAHs giftighed i afgrænsede laboratorieforsøg ikke kan forventes at repræsentere situationen i naturlige økosystemer, er det nødvendigt at ekstrapolere den indsamlede viden fra simple laboratorieforsøg med enkelte arter til den komplicerede verden et jordbundsøkosystem udgør. Dette sker typisk ved anvendelsen af usikkerhedsfaktorer eller, hvis datamaterialet er tilstrækkeligt, ved hjælp af statistiske ekstrapolationsmetoder, der anvender arternes forskellige følsomhedsfordeling. Disse metoder kaldes under ét 'Species Sensitivity Distribution' eller SSD på engelsk (se afsnit 1.5.1). Metoderne anvendes i begge tilfælde til at estimere den såkaldte 'Predicted No Effect Concentration' eller PNEC-værdien, som er en koncentration i miljøet, hvorunder der ikke forventes at være uacceptable effekter på dyr og planter, ligesom jordens basale funktioner er opretholdt. Retningslinjerne for valg af usikkerhedsfaktor i denne rapport er hentet fra EUs tekniske anvisninger for risikovurdering af kemikalier i REACH regi og er angivet i tabel 1.3.

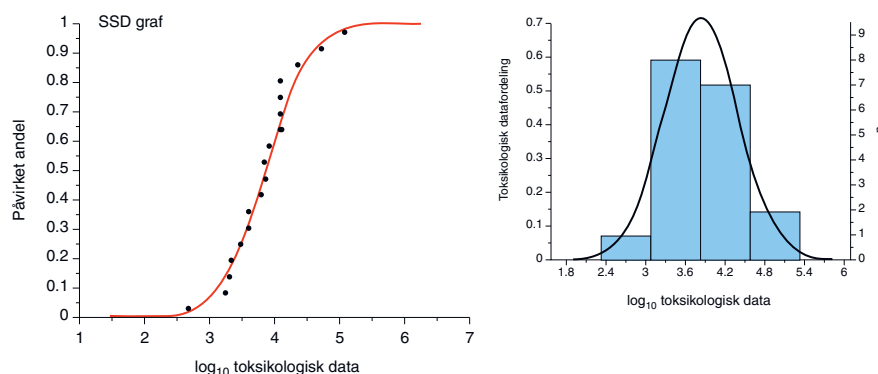
Tabel 1.3. Anbefalinger fra Det Europæiske Kemikalieagentur ECHA (European Chemical Agency) om fastsættelse af PNEC ved hjælp af usikkerhedsfaktorer for det terrestriske miljø.

Informationer	Usikkerhedsfaktor
Akut LC50 værdi(er) fra test(s) med f.eks. planter, regnorme og/eller mikroorganismer	1000
En NOEC/EC10-værdi fra et kronisk sub-letalt studium	100
To NOEC/EC10-værdier fra kroniske sub-letale studier med arter fra to forskellige trofiske niveauer	50
Tre NOEC/EC10-værdier fra kroniske sub-letale studier med arter fra tre forskellige trofiske niveauer	10

### 1.5.1 Sandsynlighedsmodeller

I tilfælde hvor der er tilstrækkeligt med data, kan det overvejes at anvende statistiske metoder, som anvender viden om arternes følsomhedsfordeling, til en bestemmelse af PNEC. Denne metode kaldes oftest **Species Sensitivity Distribution** (SSD). SSD-metoden bygger på, at forskellige arter har forskellig følsomhed overfor giftige stoffer som f.eks. PAH. Arternes følsomhed vil oftest fordele sig efter f.eks. en normal fordeling med flest arter med en moderat følsomhed og færre arter med lav og høj følsomhed. På baggrund af den forventede fordeling, (som kan testes statistisk), eller ved hjælp af såkaldt "boot trap" metode, kan der genereres en responskurve, hvor der kan ekstra- og interpoleres mellem data. Det er således muligt at skønne den koncentration, hvor maksimalt 5% af arternes NOEC eller EC10-værdier forventes at være lavere. Denne værdi kaldes ofte HC5 ('Hazard Concentration' for 5% af arterne). Da det ikke er teknisk muligt at ekstrapolere ned til 0% af alle arter, anvendes HC5 ofte som grundlag for fastsættelsen af PNEC ved anvendelse af en usikkerhedsfaktor på 5 eller mindre, afhængig af materialets omfang og

kvalitet. Omvendt, altså ved at gå fra x-aksen til y-aksen, kan kurven også bruges til at estimere den anslåede fraktion af arter, som potentielt kan være påvirket ved en given koncentration i jorden, den såkaldte PAF-værdi ('Potential Affected Fraction' of species) (Figur 1.3). Dette kan f.eks. anvendes til en lokalspecifik vurdering af en given jordforurening. HC5 kan bestemmes med tilhørende konfidensintervaller. På denne måde kan HC5 fastsættes med f.eks. 50% eller 95% statistisk sikkerhed (HC5<sub>,50%</sub> eller HC5<sub>,95%</sub>).



Figur 1.3 Et eksempel på en SSD graf samt tilhørende histogram i forhold til en normalfordeling.

EU anbefaler, at SSD-metoden ikke anvendes, medmindre der er et tilstrækkeligt stort datasæt, som dækker en bred vifte af taksonomiske grupper. Således opstiller EU for det akvatiske miljø et minimumskrav på 10 NOEC-værdier fra minimum otte taksonomiske grupper. Kriterierne for det terrestriske miljø er mere upræcise, men i denne rapport om jordkvalitetskriterier for PAH er det vurderet, at der ikke foreligger tilstrækkeligt med data, til at SSD-metoden kan eller bør anvendes. I stedet er PNEC fundet ved at dividere den laveste effekt værdi med en usikkerhedsfaktor. Denne faktor afhænger, som det fremgår af tabel 1.3, af mængden og typen af viden, som er tilgængelig.

### 1.5.2 Andre overvejelser

De genotoksiske og mutagene egenskaber af PAH er ikke vurderet i denne rapport da den praktiske betydning af disse egenskaber for populationer af jordbundsdyr og planter og de økosystemer de udgør er meget usikker. Desuden vil de humantoksikologiske jordkvalitetskriterier, som blandt andet er rettet mod en individuel beskyttelse af mennesker mod genotoksiske effekter, efter al sandsynlighed ligeledes beskytte jordbundsorganismer mod uønskede effekter.

### 1.6 Fastsættelse af jordkvalitetskriterier

Som udgangspunkt fastsættes jordkvalitetskriterierne på niveau med den beregnede PNEC-værdi (se afsnit ovenfor). Kriteriet fastsættes aldrig med mere end én betydende decimal, hvorfor PNEC typisk vil afrundes enten op eller ned. I den proces kan der skeles til stoffets generelle egenskaber, dvs. nedbrydelighed, bindingsevne til jord m.m., og det økotoksikologiske datagrundlag, som forefindes.

## 2 Økotoksikologiske studier med Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

### 2.1 Indledning

Indtil 2001 var der publiceret et fåtal af økotoksikologiske studier med jordlevende organismer og PAH. En del af disse var desuden ikke direkte anvendelige til fastsættelse af jordkvalitetskriterier. De vigtigste informationer i de studier, som indgår i indeværende forslag til jordkvalitetskriterier, er gennemgået i de følgende afsnit. Al inddraget data er fra publikationer, som har gennemgået en såkaldt peer-review proces og derved er offentligt tilgængelige.

Tabel 2.1 indeholder informationer om de mest anvendte testjorder i de økotoksikologiske studier, som ligger til grund for fastsættelsen af de fleste af jordkvalitetskriterierne.

Tabel 2.1. Informationer om de anvendte testjorder i de studier, som indgår i fastsættelsen af de danske jordkvalitetskriterier for PAH.

Jord:	LUFA 2.2	OECD/ ISO	ASKOV
Organisk materiale (%)	2,3	10	2,8
pH	5,4	6,0	6,2
CEC (mval /100 g)	10	-	8,14
Sand (<2 mm) %	80,8	70	62,0
Silt (<63 µm) %	12,5		32,3
Ler (< 2 µm) %	6,7	20	13,0
Reference:	<a href="http://www.lufa-speyer.de/">http://www.lufa-speyer.de/</a>	F.eks. Droge m.fl. 2006	F.eks. Sverdrup m.fl. 2002

### 2.2 Økotoksikologiske studier anvendt ved fastsættelsen af jordkvalitetskriterier

Line Sverdrup udførte i perioden 2000-2001 en række økotoksikologiske test med PAH. Resultaterne herfra er siden publiceret bl.a. i de seks nedenstående artikler. Fælles for alle undersøgelser er brugen af den samme testjord, en naturlig landbrugsjord fra Askov forsøgsstation (se tabel 2.1). De enkelte undersøgelser er kort beskrevet forinden og resultaterne opsummeret i tabel 2.2.

2.2.1 Sverdrup LE, Ekelund F, Krogh PH, Nielsen T, Johnson K. 2002. Soil microbial toxicity of eight polycyclic aromatic compounds: Effects on nitrification, the genetic diversity of bacteria, and the total number of protozoans. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 21: 1644-1650. Effekterne af fire PAH blev testet. Disse var phenanthren, pyren, fluoranthen, og fluoren. Følgende mikrobielle processer blev undersøgt: Nitrifikation, det totale antal protozoer og bakteriel diversitet målt ved PCR (polymerase chain reaction). Testen fulgte i store træk den gældende ISO-standard for nitrogen mineralisering og nitrifikation (ISO 15685), med den undtagelse at der blev tilført et inokulum for at øge den mikrobielle aktivitet, efter at testjorden havde været opvarmet og udsat for et organisk opløsningsmiddel. Kemiske analyser fra to testkoncentrationer viste, at mellem 12 og 28% af PAH var fordampet sammen med opløsningsmidlet ved forsøgets start. Størst og mindst fordampning skete for fluoren og phenanthren. Forfatterne fandt ingen effekter af PAH på den mikrobielle diversitet og meget begrænsede effekter på det totale antal protozoer. Af de fire testede PAH havde pyren den mindste effekt på nitrifikationsprocessen. EC10/50 og NOEC-værdier, baseret på målte PAH-koncentrationer, er gengivet i tabel 2.2.

2.2.2 Sverdrup LE, Jensen J, Kelley AE, Krogh PH, Stenersen J. 2002. Effects of eight polycyclic aromatic compounds on the survival and reproduction of *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta, clitellata). *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 21: 109-114. Effekterne af fire PAH på *Enchytraeus crypticus*, en lille orm (oligochaet), blev testet over en tre ugers periode. Disse var phenanthren, pyren, fluoranthen, og fluoren. Testproceduren er velbeskrevet og ligger ikke langt fra den gældende OECD-standard (OECD 220), selv om denne oprindeligt er baseret på en anden og større art (*Enchytraeus albidus*). Kemiske analyser fra to testkoncentrationer viste, at mellem 5 og 25% af PAH var fordampet eller ikke ekstraherbart ved forsøgets start. Størst og mindst fordampning skete for fluoren og fluoranthen. Alle studierne overholder de gældende validitetskrav i internationale eller interne standarder, og fornuftige dosis-respons sammenhænge blev observeret i alle tilfælde. PAH havde ingen eller meget ringe effekt på de voksne individer, mens de unge individer og/eller reproduktionen blev påvirket ved relativt lave koncentrationer. EC10/50 og NOEC-værdier, baseret på målte PAH-koncentrationer, er gengivet i tabel 2.2.

2.2.3 Sverdrup LE, Kelley AE, Krogh PH, Nielsen T, Jensen J, Scott-Fordsmand JJ, Stenersen J. 2001. Effects of eight polycyclic aromatic compounds on the survival and reproduction of the springtail *Folsomia fimetaria* L. (Collembola, isotomidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 20: 1332-1338. Effekterne af fire PAH på *Folsomia fimetaria*, en jordlevende springhale (Insecta), blev testet over en tre ugers periode. Disse var phenanthren, pyren, fluoranthen, og fluoren. Testproceduren er velbeskrevet, og testprincippet ligger ikke langt fra den gældende ISO-standard (ISO 1999), selvom denne er gældende for en anden art (*Folsomia candida*). Kemiske analyser fra to testkoncentrationer viste, at mellem 6 og 35% af PAH var fordampet eller ikke ekstraherbart ved forsøgets start. Ved afslutningen, 21 dage senere, var dette øget til mellem 9 og 69%. Klart størst fordampning skete for fluoren. Alle studierne overholder de gældende validitetskrav i internationale eller interne standarder, og fornuftige dosis-respons sammenhænge blev observeret i alle tilfælde. Alle PAH var giftige for såvel voksne som juvenile individer. EC10/50 og NOEC-værdier, baseret på målte PAH-koncentrationer, er gengivet i tabel 2.2.

2.2.4 Sverdrup LE, Krogh PH, Nielsen T, Kjær C, Stenersen J. 2003. Toxicity of eight polycyclic aromatic compounds to red clover (*Trifolium pratense*), ryegrass (*Lolium perenne*), and mustard (*Sinapsis alba*). *Chemosphere* Vol. 53: 993-1003.

Effekterne af fire PAH på tre plantearter, rødkløver, alm. rajgræs og gul sennep, blev testet over en tre ugers periode. Disse var phenanthren, pyren, fluoranthen, og fluoren. Testproceduren er velbeskrevet og ligger ikke langt fra den gældende OECD-standard (OECD 208). Kemiske analyser fra tre testkoncentrationer viste, at mellem 0 og 7% af PAH var fordampet eller ikke ekstrahérbart ved forsøgets start. Kemiske data for pyren er dog tabt. Med en enkelt undtagelse (77% spiring i kontrol mod et krav om 80%) overholdt alle test de validitetskriterier, som er fastsat i OECD-protokollen. Ingen PAH havde negativ effekt på spiringen af de tre planter. Rødkløver og rajgræs var henholdsvis den mest og den mindst følsomme af de tre arter. Phenanthren var den mest giftige af de fire PAH. EC20/50 værdier, baseret på målte PAH-koncentrationer, er gengivet i tabel 2.2.

2.2.5 Sverdrup LE, Nielsen T, Krogh PH. 2002. Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity, and water solubility. *Environmental Science and Technology* Vol. 36: 2429-2435. I tillæg til de fire PAH testet i artiklerne ovenover er giftigheden af yderligere 12 PAH overfor springhaler undersøgt. Datasættet på 16 PAH dækker herved alle de såkaldte US-EPA PAH. Testproceduren ligger ikke langt fra den gældende ISO-standard (ISO 1999). Kemiske analyser fra to testkoncentrationer viste, at mellem 36 og 100% af PAH var fordampet eller ikke ekstrahérbart ved forsøgets start. Ved afslutningen 21 dage senere var således 97% af naphthalen, ca. 70% af acenaphthalen og ca. 50% af acenaphthylen fordampet. Når der for de tunge og lavt opløselige PAH kun kunne måles ned til 36% af det tilsatte stof ved forsøgets start (benz(b)fluoranthen), skyldes det formodentlig ikke fordampning, men snarere en ukomplet ekstraktion med dichlormetan. Omvendt vil den ikke ekstrahérbare fraktion næppe være tilgængelig for optag i organismer. Selvom de flygtige PAH, så som naphthalen, acenaphthalen og acenaphthylen, var delvist forsvundet efter 21 dage, havde de til en start udført en gifteffekt, eftersom effektiveauerne var sammenlignelige med mindre flygtige PAH som pyren og flouranthen. PAH med en log Kow værdi over 5,5 havde ingen målbar effekt på springhaler. EC10/50 og NOEC-værdier, baseret på målte PAH koncentrationer, er gengivet i tabel 2.2.

2.2.6 Sverdrup LE, Hagen SB, Krogh, PH, van Gestel CAM. 2007. Benz(a)pyren shows low toxicity to three species of terrestrial plants, two soil invertebrates and soil-nitrifying bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 66: 362-368.

Effekterne af benz(a)pyren på tre plantearter (rødkløver, alm. rajgræs og hvid sennep), enchytraer, en rovmide og nitrifikationsprocessen blev testet over en tre ugers periode. Kemiske analyser fra udvalgte testkoncentrationer viste at maksimalt 27% af benz(a)pyren var fordampet eller ikke ekstrahérbart ved forsøgenes start. Alle undersøgelser overholdt gældende validitetskriterier. I de fleste tilfælde var der ikke observeret nogen statistisk signifikant effekt af benz(a)pyren ved den højeste testkoncentration. Undtaget herfor var hvid sennep (*Brassica alba*), hvor væksten med statistisk signifikans var hæmmet omtrent 18% (grafisk estimeret) ved 470 mg/kg, hvorfor NOEC kunne fastsættes til 86 mg/kg, og nitrifiserende bakterier, som var signifikant hæmmet ved 977 mg/kg med en NOEC-værdi på 293 mg/kg (tabel 2.2).

Tabel 2.2. Toksicitetsdata fra de seks studier med Sverdrup m.fl., som er beskrevet ovenfor (afsnit 2.2.1-2.2.6). Alle tal er i mg/kg tørvægt.

Art / Mål	PAH	LC50 <sub>s</sub>	EC50	EC10	NOEC
Mikroorganismer / Nitrifikation (afsnit 2.2.1)	Benz(a)pyren*	-	-	-	293
	Phenanthren	-	-	42	26
	Pyren	-	-	130	79
	Fluoranthren	-	-	13	24
	Fluoren	-	-	33	72
Rødkløver <i>Trifolium patense</i> / Biomasse (afsnit 2.2.4)	Benz(a)pyren*	-	-	-	>470
	Phenanthren	>1000	190	46 <sub>#</sub>	-
	Pyren	>1000	640	56 <sub>#</sub>	-
	Fluoranthren	>1000	750	150 <sub>#</sub>	-
Rajgræs <i>Lolium perenne</i> / Biomasse (afsnit 2.2.4)	Benz(a)pyren*	-	-	-	>470
	Phenanthren	>1000	760	300 <sub>#</sub>	-
	Pyren	>1000	>1000	>1000 <sub>#</sub>	-
	Fluoranthren	>1000	>1000	480 <sub>#</sub>	-
	Fluoren	>1000	880	350 <sub>#</sub>	-
Sennep <i>Sinapsis alba</i> / <i>Brassica alba</i> <sup>r</sup> / Biomasse (afsnit 2.2.4)	Benz(a)pyren*	-	-	-	<sup>r</sup> 86
	Phenanthren	>1000	850	340 <sub>#</sub>	-
	Pyren	>1000	>1000	810 <sub>#</sub>	-
	Fluoranthren	>1000	>1000	>1000 <sub>#</sub>	-
	Fluoren	>1000	<1000	>1000 <sub>#</sub>	-
<i>Enchytraeus crypticus</i> / Reproduktion (afsnit 2.2.2)	Benz(a)pyren*	-	-	-	>947
	Phenanthren	>2000	87	40	34
	Pyren	>2300	42	11	18
	Fluoranthren	>2500	61	15	38
	Fluoren	1600	55	25	27
Springhale <i>Folsomia fimetaria</i> / Reproduktion (afsnit 2.2.3 og 2.2.5)	Naphthalen	167	-	20	-
	Acenaphthylen	145	-	23	-
	Acenaphthen	107	-	31	-
	Flouren	39	14	7,7	14
	Anthracen	67	-	5	-
	Phenanthren	41	30	23	21
	Pyren	53	16	10	13
	Fluoranthren	81	51	37	47
	Benz(a)anthracen	>980	-	>980	-

Art / Mål	PAH	LC50 <sub>§</sub>	EC50	EC10	NOEC
	Chrysen	>1030	-	>1030	-
	Benz(b)fluoranth en	>360	-	>360	-
	Benz(k)fluoranth en	>560	-	>560	-
	Perylen	>560	-	>560	-
	Benz(a)pyren	>840	-	>840	-
	Indeno(1,2,3- cd)pyren	>910	-	>910	-
	Dibenz(a,h)anthr acen	>780	-	>780	-
Rovmide <i>Hypoaspis aculeifer</i> Reproduktion (afsnit 2.6)	Benz(a)pyren*	-	-	-	>947

# = EC20; § = Adult dødelighed / spiring; \* = data fra Sverdrup et al. 2007 (sektion 2.2.6)

#### Hovedkonklusioner til studier fra Sverdrup m.fl. (afsnit 2.2.2-2.2.6):

Ovenstående studier er alle velbeskrevet og udført efter (tilpassede) internationale standardprotokoller. Effektniveauer er baseret på kemiske analyser. Studierne overholder i næsten alle tilfælde de gældende validitetskrav. Generelt få effekter er observeret for PAH stoffer med  $\log K_{ow} > 5,5$  selv ved meget høje eksponeringer.

2.2.7 Crouau, Y., Chenon, P., Gislard, C. 1999. The use of *Folsomia candida* (Collembola, Isotomidae) for the bioassay of xenobiotics substances and soil pollutants. *Applied Soil Ecology* Vol. 12: 103-11.

Crouau m.fl. (1999) undersøgte effekterne af phenanthren og to andre stoffer på springhalers reproduktion. Undersøgelserne skete i tre forskellige jordtyper. Dels i den kunstige OECD/ISO-jord (se tabel 2.1), dels i to naturlige jorder forurenet i laboratoriet med en blanding af kemikalier. Det er kun resultaterne med OECD-jorden, som er direkte anvendelig til fastsættelse af jordkvalitetskriterier, eftersom effekter af stoffer i blandinger ikke kan adskilles. Eksponeringen udviste en forventet dosis-respons uden signifikante effekter ved de tre laveste testkoncentrationer og signifikante effekter ved de to højeste. NOEC/LOEC for reproduktion og adult overlevelse var henholdsvis 140/220 og 220/380 mg/kg. Springhalerne havde en estimeret halvering af deres reproduktion (EC50) ved 175 mg/kg. Disse estimater er baseret på nominelle testkoncentrationer, eftersom der ikke blev foretaget kemiske analyser af testjorden.

Hovedkonklusion: Et økotoxikologisk studie, som overholder de gældende validitetskrav i den internationale standardprotokol, men ikke har verificeret testkoncentrationerne med kemiske målinger, men i stedet angivet de nominelle testkoncentrationer. Det fundne effektniveau ligger på linje med andre tilsvarende studier.

2.2.8 Herbert, IN, Svendsen, C, Hankard, PK, Spurgeon, DJ. 2004. Comparison on instantaneous rate of population increase and critical-effect estimates in *Folsomia candida* exposed to four toxicants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 57:175-183

Herbert m.fl. eksponerede springhalen *Folsomia candida* til fire forskellige stoffer, herunder pyren, i den kunstige OECD-jord (se tabel 2.1). Den 28 dage lange test er udført efter den gældende ISO-standard (ISO 1999), men foruden klassiske mål, som akutte effekter på de voksne individer og effekter på reproduktionen, estimerede de også påvirkningen af pyren på den øjeblikkelige populationsforøgelse. Der er ikke udført kemiske analyser af testkoncentrationer, så de fundne effektive niveauer er baseret på nominelle koncentrationer. Eftersom for få voksne overlevede og antallet af afkom var for lavt, levede de forskellige tests ikke fuldt op til de validitetskriterier, som er opstillet i den pågældende ISO-standard. Begge datasæt havde dog en god sammenhæng mellem dosis og respons. Effektniveauerne er gengivet i tabel 2.3.

Tabel 2.3. Toksicitetsdata fra Herbert et al. 2004. Alle tal er i mg/kg tørvægt.

Art / Mål	PAH	LC50	EC50	EC10	NOEC	LOEC
<i>F. candida</i> / Reproduktion	Pyren	21,7	7,79	-	5	20

Hovedkonklusion: Et økotoxikologisk studie, som ikke overholder de gældende validitetskrav i den internationale standardprotokol og desuden ikke har verificeret testkoncentrationerne med kemiske målinger. I stedet er angivet de nominelle testkoncentrationer. De fundne effektive niveauer ligger dog tæt på andre tilsvarende studier.

2.2.9 Brown PJ, Long, SM, Spurgeon DJ, Svendsen C, Hankard P. 2004. Toxicological and biochemical responses of the earthworm *Lumbricus rubellus* to pyrene, a non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon. *Chemosphere* Vol. 57: 1675-1681.

Brown m.fl. eksponerede den almindeligt forekommende skovregnorm *Lumbricus rubellus* i en naturlig jord (Kettering Loam) i seks uger. Kettering Loam er en naturlig engelsk standardiseret jordtype, som har en pH værdi omkring 6,5, et ler indhold på ca. 24% og et indhold af organisk kulstof på omtrent 2%. Testen blev udført ift. en protokol nedskrevet af Kula og Larink (1997) og afviger noget ift. den gældende OECD-standard for kompostormen, eftersom de to arter har forskellig størrelse, fysiologi og levevis. Der blev observeret statistisk signifikante effekter på ormens overlevelse og reproduktion, mens vægten på de overlevende orme ikke ændrede sig. Testkoncentrationerne blev ikke valideret via kemiske analyser. Effektniveauerne er gengivet i tabel 2.4.

Tabel 2.4. Toksicitetsdata fra Brown m.fl. 2004. Alle tal er i mg/kg tørvægt.

Art / Mål	PAH	LC50	EC50	EC10	NOEC	LOEC
<i>L. rubellus</i> / Reproduktion	Pyren	283	90,3	-	40	160

Hovedkonklusion: Et udmærket gennemført og beskrevet studie, der har testet effekterne af PAH på den almindeligt forekommende skovregnorm og ikke den normale test art (brandorm), som ikke er en jordlevende art, men primært lever i kompost. Undersøgelsen mangler dog kemiske analyser af testkoncentrationer.

2.2.10 Droge STJ, Paumen, ML, Bleeker, EAJ, Kraak, MHS, van Gestel, CAM. 2006. Chronic toxicity of polyaromatic compounds to the springtail *Folsomia candida* and the enchytraeid *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 25: 2423-2431

Droge m.fl. undersøgte de kroniske effekter af PAH samt deres amino- og nitroforbindelser, de såkaldte azaarener. Som testdyr var valgt springhalen ***Folsomia candida*** og enchytrae arten ***Enchytraeus crypticus***. Testene er stort set udført efter forskrifterne i de gældende OECD-standarder. Testjorden var en standardiseret naturlig tysk landbrugsjord (LUFA 2,2), som ikke har været udsat for pesticider eller organisk gødskning de sidste fire år. Detaljer for testjorden fremgår af tabel 2.1.

Følgende PAH blev testet: Naphthalen, anthracen, phenanthren, pyren, benz(a)anthracen, benzp(a)pyren. Derudover blev effekterne af flg. azaarener (N-subsideret PAH) quinolin, acridin, phenanthridin testet. Efter 0, 10 og 28 dage blev koncentrationerne i jorden fastsat ved kemiske analyser, nærmere bestemt soxhlet ekstraktion med hexan eller acetonitril efterfulgt af HPLC analyser. Genfindingen af alle ekstraktioner lå mellem 80 og 105%. Maksimalt 30% af anthracen, benz(a)anthracen, pyren og benz(a)pyren var forsvundet indenfor de 28 testdage. Derimod var 93% af naphthalen forsvundet allerede efter 10 dage. Under 30% af phenanthren forsvandt de første 10 dage, men efter 28 dage var op til 95% forsvundet i de lave testkoncentrationer. Det vides ikke i de enkelte tilfælde, i hvor høj grad tabet skyldes nedbrydning og/eller fordampning. Effektniveauerne baseret på de målte initiale jordkoncentrationer er gengivet i tabel 2.5.

Tabel 2.5. Toksicitetsdata fra Droge et al. 2006. Alle tal er i mg/kg tørvægt og er omregnet fra de oprindelige værdier angivet som  $\mu\text{mol kg}^{-1}$ .

Art / Mål	PAH	Molvægt g/mol	LC50	EC50	EC10	NOEC	LOEC
<i>F. candida</i> / Reproduktion	Naphthalen	128,17	--	--	--	11,3	52,4
	Anthracen	178,23	>679,8	>679,8	--	--	--
	Phenanthren	178,23	65,2	45,8	25,0	--	--
	Pyren	202,26	149,9	21,0	11,3	--	--
	Benz(a)anthracen	228,29	>991,9	>991,9	--	--	--
	Benz(a)pyren	252,31	>931,0	>931,0	--	--	--
<i>E. crypticus</i> / Reproduktion	Naphthalen	128,17	--	--	--	28,2	262,1
	Anthracen	178,23	>897,9	>897,9	--	--	--
	Phenanthren	178,23	375,9	99,6	65,9	--	--
	Pyren	202,26	>853,3	>679,4	--	--	--
	Benz(a)anthracen	228,29	>929,1	>929,1	--	--	--
	Benz(a)pyren	252,31	>931,0	>931,0	--	--	--

**Hovedkonklusioner:** Et pålideligt studie, hvor effektniveauer er baseret på kemiske analyser. Studierne overholder de gældende validitetskrav i internationale standarder. Ingen effekter fundet af anthracen, benz(a)anthracen og benz(a)pyren selv ved meget høje eksponeringer. Bestemmelsen af naphthalens giftighed er besværliggjort af en hurtig fordampning, men et kritisk niveau for springhaler er fundet mellem 11 og 52 mg/kg og mellem 28 og 260 mg/kg for enchytraer.

2.2.11 Hulzebos, E.M., Adema, D.M.M., Dirven-Van Bremen, E.M., Hnezen, L., van Dis, W.A., Herbold, H.A., Hoekstra, J.A., Baerselman, R., van Gestel, C.A.M. 1993. Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 12: 1079-1094. Hulzebos m.fl. gennemførte i et lidt ældre studie et stort antal tests (76), hvor effekterne af en lang række organiske gifte, herunder acenaphthen og naphthalen, blev fastsat ved hjælp af tests med havesalat (*Lactuca sativa*) eksponeret i jord og næringsopløsninger. Kun EC50-værdien er angivet. EC50-værdierne for acenaphthen og naphthalen var henholdsvis 25 mg/kg og mere end 100 mg/kg. Ifølge EU-RAR foreligger der en upubliceret underliggende rapport til disse plantestudier, som angiver NOEC for acenaphthen til 1,9 mg/kg omregnet til en standardjord med 2% OC. Dette skal sammenholdes med ovenstående EC50-værdi på 25mg/kg, der omregnet til samme standardjord er på 47 mg/kg. NOEC fra den upublicerede rapport er ikke inddraget direkte i fastsættelsen af jordkvalitetskriteriet, eftersom der foreligger andre kroniske data, men kan dog indgå som supplerende data til at underbygge og belyse det foreslåede jordkvalitetskriterium.

2.2.12 Kirchmann, H., Åström H., Jönsäll, G. 1991. Organic Pollutants in sewage sludge. 1. Effects of toluene, naphthalene, 2-methylnaphthalene, 4-n-nonylphenol and di-2-ethylhexyl phthalate on soil biological processes and their decomposition in soil. *Swedish Journal of Agricultural Research* Vol. 21: 107-113. I dette ældre forsøg blev en svensk jord (silt loam med 3.5% OC) spiket med to koncentrationer af naphthalen (0,5 og 25 mg/kg). Forsøgene, inklusivt kontrolglas, blev gennemført i tripletter. Der blev ikke fundet nogen negativ effekt af naphthalen på CO<sub>2</sub> udviklingen, kvælstofomsætningen eller nitrifikationen. Der blev i forsøget foretaget kemiske analyser af testkoncentrationer i jorden. Disse viste, at naphthalen ved den lave dosis ikke kunne genfindes selv umiddelbart efter tilførslen. Formodentlig pga. fordampning. Ved den høje dosis forsvandt mere end 90% af den tilførte mængde indenfor de første 10 dage.

2.3 Andre relevante studier der ikke direkte er brugt til fastsættelse af jordkvalitetskriterier

Det er muligt at finde adskillige artikler, som på en eller anden måde omhandler PAH og jordbundsdyr eller planter. Men oftest er disse ikke udført som standardiserede økotoksikologiske tests, men kan f.eks. have fokus på optagelse af PAH ved lave eksponeringskoncentrationer, eller de kan undersøge de toksiske effekter fra jord indsamlet fra forurenede områder. I det sidste tilfælde er det ikke muligt at skelne mellem de enkelte forureningskomponenter, ligesom det oftest er svært at have et fast referencepunkt eller kontrolværdi. Andre gange har effekterne været undersøgt ved hjælp af molekylære responser, der ikke nødvendigvis kan kobles til effekter på populations- eller økosystemniveau. Endelig kan der være forsøg, der ikke er vurderet til at have en kvalitet, relevans eller konsistens, som gør, at de er blevet inddraget. Nedenfor er gennemgået enkelte studier, som alle i et eller andet omfang er relevante, om end de ikke er fundet direkte anvendelige i fastsættelsen af jordkvalitetskriterier.

2.3.1 Leycal C, Binet P. 1998. Effect of polyaromatic hydrocarbons in soil on arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Environmental Quality* Vol. 27: 402-407.

Leycal og Binet eksponerede rajgræs til tre koncentrationer af anthracen 15 dage i en landbrugsjord med 1,5% organisk kulstof. Forsøget var ikke udført efter OECDs testprotokol. Biomassen af såvel skud som rødder var signifikant reduceret (ca. 40%) i forhold til kontrolplanterne ved den laveste eksponeringskoncentration på 100 mg/kg. Nedgangen i vækst skyldes ikke en nedgang i mycorrhiza's kolonisering af rajgræsset. Det er ikke muligt at fastsætte en NOEC-værdi, eftersom der blev fundet effekter ved den laveste eksponering, men denne ville i så fald være lavere end 100 mg/kg. Resultaterne er ikke fundet direkte egnede til fastsættelse af jordkvalitetskriterier, men kan dog indgå som supplerende data til at underbygge, at det foreslåede jordkvalitetskriterium for anthracen ikke er urealistisk højt eller lavt.

2.3.2 Neuhauser EF, Loehr RC, Malecki MR, Milligan DL, Durkin PR (1985). The toxicity of selected organic chemicals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Environmental Quality* Vol. 14: 383-388.

Neuhauser m.fl. eksponerede kompostormen *Eisenia fetida* 14 dage til bl.a. fluoren i den kunstige OECD-jord (se tabel 2.1). De estimerede LC50 til 173 mg/kg, hvilket er betydeligt lavere end hos *Enchytraeus crypticus*, en anden oligochaet, hvor LC50 ifølge Sverdrup m.fl. (2002) var 1600 mg/kg efter 21 dages eksponering. Data er ikke inddraget direkte i fastsættelsen af jordkvalitetskriteriet, eftersom der foreligger en række kroniske data, men kan dog indgå som supplerende data til at underbygge, at det foreslåede jordkvalitetskriterium for fluoren ikke er urealistisk højt eller lavt.

2.3.3 Neuhauser EF, Durkin PR, Malecki MR, Anatra M. 1986. Comparative toxicity of ten organic chemicals to four earthworm species. *Comparative Biochemistry and Physiology* Vol. 83C: 197-200.

Neuhauser m.fl. eksponerede fire forskellige orme, herunder kompostormen *Eisenia fetida*, 14 dage til bl.a. fluoren i den kunstige OECD-jord (se tabel 2.1). De fire orme repræsenterer tre forskellige familier og er almindeligt forekommende på tre forskellige kontingenter. Følsomheden af kompostormen var ikke nævneværdig forskellig fra de tre andre arter, som det fremgår af tabel 2.6 nedenfor. Alle fire arter var dog betydeligt mere følsomme end *Enchytraeus crypticus*, en anden oligochaet, hvor LC50 ifølge Sverdrup m.fl. (2002) var 1600 mg/kg efter 21 dages eksponering. Data er ikke inddraget direkte i fastsættelsen af jordkvalitetskriteriet, eftersom der foreligger en række kroniske data, men kan dog indgå som supplerende data til at underbygge, at det foreslåede jordkvalitetskriterium for fluoren ikke er urealistisk højt eller lavt.

Tabel 2.6. Toksicitetsdata fra Neuhauser m.fl. 1986. Alle tal er i mg/kg tørvægt. \* data for *Eisenia fetida* stammer oprindeligt fra Neuhauser m. fl. 1985 (se sektion 2.3.2).

Art / Mål	PAH	LC50
<i>Allolobophora tuberculata</i>	Fluoren	206
<i>Eisenia fetida</i> *	Fluoren	173
<i>Eudrilus eugeniae</i>	Fluoren	197
<i>Perionyx excavatus</i>	Fluoren	170

2.3.4 Eason CT, Svendsen C, O'Halloran K, Weeks, JM. 1999. An assess of the lysosomal neutral red retention test and immune function assay in earthworms (*Eisenia andrei*) following exposure to chlopyrifops, benz(a)pyrene (BaP), and contaminated soil. *Pedobiologia* Vol. 43: 641-645.

Eason m.fl. eksponerede kompostormen *Eisenia fetida* til to forskellige koncentrationer af benz(a)pyren og en kontrol (0, 20 og 100 mg/kg). Testjorden var en naturlig jordtype med 2% organisk materiale. Efter fire ugers eksponering fandt de ingen dødelighed eller vægttab, mens der blev observeret en signifikant effekt (70%) på membranstabiliteten af lysosomer isoleret fra orme eksponeret til den laveste benz(a)pyren koncentration. Molekylære biomarkører som effektparameter er ikke fundet direkte relevant i forhold til fastsættelsen af jordkvalitetskriterier, eftersom korrelationen til populations- eller økosystemeffekter er uklar. Det er ikke muligt at fastsætte NOEC for vækst, dog ligger den over 100 mg/kg. Data er derfor ikke inddraget direkte i fastsættelsen af jordkvalitetskriteriet.

2.3.5 Sverdrup LE, Vaufleury AD, Hartnik T, Hagen SB, Loibner AP, Jensen J. 2006. Effects and uptake of polycyclic aromatic compounds in snails (*Helix aspersa*). *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 25(7):1941-1945

Sverdrup m.fl. eksponerede gennem fire uger den plettede voldsnegl (*Helix aspersa*) for fire PAH (pyren, fluoranthen, phenanthrene og fluoren). Testen fulgte et udkast til en international ISO-guideline og opfyldte til fulde de opstillede validitetskrav. Sneglene blev eksponeret for PAH gennem jorden og ikke via føden. Testkoncentrationerne i jorden var bestemt ved kemiske analyser. Startkoncentrationerne afveg maksimalt 20% fra de nominelle koncentrationer, men der skete et markant tab af phenanthren (96%) og fluoren (84%) i løbet af de fire uger, testen forløb. Forfatterne fandt ingen letale effekter eller væksthæmning, hvilket kan skyldes en ringe giftighed af PAH, men også kan skyldes manglende eksponering, eftersom sneglene opholdt sig en stor del af tiden på testcontainernes vægge, hvilket også resulterede i en meget lav akkumulering af PAH i sneglene. Resultaterne er ikke fundet egnet til fastsættelse af jordkvalitetskriterier, da eksponering har været for usikker.

2.3.6 Achazi RK, Chroszcz G, Duker C, Henneken M, Rothe B, Schaub K, Steudel I (1995). The effect of fluoranthen (Fla), benz(a)pyrene (BaP) and cadmium (Cd) upon survival rate and life cycle parameter of two terrestrial annelids in laboratory test systems. *Newslett Enchytraeidae* 4: 7-14.

Dette forsøg er publiceret i et lille ikke "peer-review" tidsskrift. Forfatterne undersøgte effekterne af to PAH, fluoranthen og benz(a)pyren på to oligochaeter, brandormen *Eisenia fetida* og enchytraearten *Enchytraeus crypticus*. Testjorden var en naturlig landbrugsjord (LUF 2.2., se tabel 2.1). Der er ikke udført kemiske analyser til at verificere testkoncentrationerne. Reproduktionsraten af *E. crypticus* blev påvirket af begge PAH, størst effekt havde benz(a)pyren. Giftigheden af benz(a)pyren aftog med en øget ældning. Den laveste testkoncentration, som havde statistisk signifikante effekter på reproduktionsraten (LOEC), var således cirka 10, 10 og 100 mg BaP/kg, når dyrene havde været eksponeret til forurenede jord, som havde ældet henholdsvis 1, 3 og 5 måneder. Det fremgår ikke eksplicit i artiklen, hvad den tilsvarende NOEC-værdi er, men der er indikationer på et 10-gange spring i eksponeringskoncentrationerne i artiklens andre forsøg, hvorfor det må formodes, at den laveste NOEC var 1 mg/kg. Fluoren havde stort set ingen effekt på *E. crypticus* og LOEC, for reproduktion blev fastsat til 997 mg/kg formodentlig med en NOEC-værdi på 99,7 mg/kg. Brandormen *Eisenia fetida* reagerede tilsyneladende også markant på eksponering til benz(a)pyren i LUF 2.2 jorden (se tabel 2.1). Efter tre ugers eksponering var overlevelsen

af orm faldet fra de 100% i kontrollen til 49% i jord med en benz(a)pyren koncentration på 10 mg/kg. Væksten af overlevende orm ændrede sig ikke markant. Reproduktionen faldt derimod med 90 og 96% efter eksponering til henholdsvis 10 og 100 mg/kg ældet i minimum én måned. Det fremgår ikke af artiklen, om de 10 mg/kg var den laveste testkoncentration, hvorfor en NOEC-værdi ikke kan fastsættes med sikkerhed.

Generelt er disse data behæftet med stor usikkerhed og publiceret uden en peer-review proces. Resultaterne er desuden i stor kontrast til dels de få andre tilgængelige økotoxikologiske data for benz(a)pyren og dels den viden, der findes om den stærke binding af benz(a)pyren og andre tungtopløselige PAH til jord. Resultaterne er derfor ikke fundet egnet til fastsættelse af jordkvalitetskriterier.

2.3.7 Mitchel RL, Burchett MD, Pulkownik A, McCluskey L. 1988. Effects of environmentally hazardous chemicals on the emergence and early growth of selected Australian plants. *Plant and Soil* vol. 112: 195-199.

Effekterne af anthracen på tre forskellige australske planter og tre almindelige afgrøder blev undersøgt i forhold til OECD-testguideline 208. Testkoncentrationerne var ikke verificeret med kemiske analyser, men i stedet angivet som nominelle koncentrationer. Forfatterne rapporterede LC50 (spiring) og EC50-værdier (vækst), men ikke NOEC-værdier. EC50-værdierne er listet i tabel 2.7. Der blev observeret en stor spredning på arternes følsomhed. Således var havre (*Avena sativa*) 25-30 gange mere følsom end de andre fem testarter. Data er ikke inddraget direkte i fastsættelsen af jordkvalitets-kriteriet, eftersom der foreligger NOEC/EC10 data, men kan dog indgå som supplerende data til at underbygge, at det foreslåede jordkvalitetskriterium for anthracen ikke er urealistisk højt eller lavt.

Tabel 2.7. Toksicitetsdata fra Mitchell et al. 1988. Alle tal er i mg/kg tørvægt.

Art	EC50 (95% konfidensinterval)
<i>Avena sativa</i> (havre)	30 (20-45)
<i>Cucumis sativus</i> (agurk)	720 (225-1655)
<i>Glycine max</i> (sojabønne)	> 1000
<i>Banksia ericifolia</i>	> 1000
<i>Casuarina distyla</i>	> 1000
<i>Eucalyptus exima</i>	> 1000

2.3.8 Neuhauser EF, Callhan CA. 1990. Growth and reproduction of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to sublethal concentrations of organic chemicals. *Soil Biology and Biochemistry* Vol. 22: 175-179.

Forfatterne undersøgte giftigheden af en lang række organiske stoffer på kompostormen *Eisenia fetida*, heriblandt Fluoren. Ormene blev eksponeret til fluoren opblandet i hestemøg i små petriskåle. Hestemøg iblandet sand og fluoren blev placeret over et lag rent sand, hvor to orme efterfølgende blev tilsat. Testkoncentrationerne var ikke verificeret med kemiske analyser, men i stedet angivet som nominelle testkoncentrationer. Fluoren påvirkede ikke nævneværdigt ormens vægt op til den letale koncentration, som var 1500 mg/kg, hvor alle orme døde. Ved 1000 mg/kg sås et ikke-signifikant vægttab på 15%. Antallet af producerede kokoner var henholdsvis 50 og 40% lavere ved 750 og 1000 mg/kg. Kun ved 750 mg/kg var denne effekt statistisk signifikant. Resultaterne fra undersøgelsen har ikke været inddraget i fast-

sættelsen af jordkvalitetskriterier, eftersom der ikke foreligger et sikkert dosis-responsmønster, da der blev observeret signifikante effekter ved 750, men ikke ved 1000 mg/kg. Der kan derfor ikke fastsættes en præcis NOEC-værdi. Desuden er der usikkerhed om eksponeringen, eftersom fluoren blev tilsat føden og ikke testjorden.

2.3.9 Bleeker EAJ, Wiegman S, Droge STJ, Kraak MHS, Van Gestel CAM (2003). Towards an improvement of the risk assessment of polycyclic (hetero)aromatic hydrocarbons. Amsterdam, The Netherlands: Aquatic Ecology and Ecotoxicology, Faculty of Science, University of Amsterdam and Animal Ecology, Institute of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, Vrije Universiteit Amsterdam. Report 2003-01 (UvA)/Report 2003-04 (VU).

Denne rapport er ofte citeret og data i rapporten anvendt i EUs risikovurderings-rapport for COAL-TAR PITCH (EU-RAR 2008). Rapporten er ikke umiddelbart offentligt tilgængelig, men et eksemplar er fremskaffet via direkte kontakt til hovedforfatteren. Det drejer sig dog om de samme data, som senere er publiceret i Droge et al. 2006 (se afsnit 2.2.10).

2.3.10 Maliszewska-Kordybach B, Klimkowicz-Pawlas A, Smreczak B. 2007. Ecotoxic Effect of Phenanthrene on Nitrifying Bacteria in Soils of Different Properties. *Journal of Environmental Quality* Vol. 36: 1635–1645.

Effekterne af tilsat phenanthren på nitrifiserende bakterier blev bestemt i 50 forskellige jorde indsamlet fra fire forskellige områder af Polen: Podlaskie, Lubelskie, Dolnoslaskie og Slakie. Foruden strukturelle forskelle i jordtyper var der også forskel i jordernes baggrundskoncentration af forureninger, som f.eks. tungmetaller og PAH. Således varierede baggrundskoncentrationen af de 16 såkaldte US-EPA PAH fra 73-1800 µg/kg. Den laveste baggrundskoncentration af PAH (og tungmetaller) blev fundet i Podlaskie området med et gennemsnit på 113 µg/kg.

Effekten af phenanthren på de nitrifiserende bakterier blev bestemt ved hjælp af en modificeret udgave af ISO 15685<sup>1</sup>. Modifikationerne bestod bl.a. af en længere testperiode, en lavere temperatur og et større jordvolumen. Giftigheden af phenanthren blev angivet som EC50-værdier. Den gennemsnitlige EC50-værdi i jordene fra Podlaskie regionen var 603 mg/kg, hvilket var markant højere end i jordene fra regioner med et højere baggrundsniveau af PAH og tungmetaller, hvor EC50 i gennemsnit var henholdsvis 424, 348 og 325 mg/kg.

Indeværende studie har ikke været inddraget i fastsættelse af jordkvalitetskriterier. Dels fordi der ikke er angivet NOEC og/eller EC10-værdier, dels fordi der tilsyneladende har været et samspil mellem baggrundsforureninger og det tilsatte phenanthren, som ikke er klart gennemskueligt.

2.3.11 Wieczorek JK, Wieczorek ZJ. 2007. Phytotoxicity and accumulation of anthracene applied to the foliage and sandy substrate in lettuce and radish plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 66: 369–377.

Dette studie eksponerede 30 dage gamle salatplanter og 8 dage gamle radiseplanter til anthracene gennem henholdsvis 21 og 12 dage. Eksponering skete via sprøjtning på bladarealer eller via vanding af den sandholdige jord, hvori planterne voksede. Den totale dosering af anthracene var den samme for begge eksponeringsveje, dvs. 140 og 280 µg/plante. De enkelte pletter

---

<sup>1</sup> ISO 15685:2004. Soil quality - Determination of potential nitrification and inhibition of nitrification -- Rapid test by ammonium oxidation

indeholdte 1,5 kg sandjord og henholdsvis tre radiseplanter eller to salatplanter. Hvis man antager en homogen opblanding af det tilførte anthracene i sandjorden, svarer dette i forsøg med tre radiseplanter/potte til en samlet dosering på henholdsvis 0,42 og 0,84 mg ANT per 1,5 kg jord eller 0,28 og 0,56 mg/kg. De samme tal for salatforsøgene var henholdsvis 0,187 og 0,373 mg/kg. Koncentrationen af anthracene i sandjorden blev bestemt ved forsøgets afslutning i de potter, hvor opløsningen var tilført via vanding af jorden. I potterne med radiser var slutkoncentrationen henholdsvis 0,16 og 0,37 mg/kg, mens den i potterne med salat var 0,13 og 0,22 mg/kg. Resultaterne er præsenteret i tabel 2.8 nedenfor.

Tabel 2.8. Effekter af anthracen på radise of salat.

Studie	Dosering	Dosering	Målte Jordkonc.	Biomasse – skud	Biomasse – rod
	µg/plante	mg/kg	mg/kg	g/plante	g/plante
Radise	0	0	ND	0,087 ±0,028	0,054 ±0,027
(N=15)	140	0,28	0,16 ±0,04	0,075 ±0,032	0,030 ±0,017**
	280	0,56	0,37 ±0,13	0,068 ±0,021*	0,030 ±0,019**
Salat	0	0	ND	0,83 ±0,21	0,61 ±0,21
(N=15)	140	0,19	0,13 ±0,03	0,84 ±0,31	0,48 ±0,12*
	280	0,37	0,22 ±0,08	0,73 ±0,26	0,37 ±0,15**

*P<0,05; \*\* P<0,01; ND = Not detected*

Indeværende studie er ikke vurderet egnet til fastsættelse af jordkvalitetskriterier, da det ikke er muligt at fastsætte præcise NOEC og/eller EC10-værdier. Dette skyldes dels, at der er fundet statistisk signifikante effekter ved den laveste eksponering for såvel salat som radise, dels at de angivne jordkoncentrationer er fastsat ved forsøgets afslutning og ikke ved dets begyndelse. Eksponering har herved været usikker, idet det ikke kan antages, at det tilførte anthracene via vanding har været homogent opblandet i sandjorden. Forsøget indikerer dog at anthracen kan være markant mere giftigt for planter end f.eks. de fire andre PAH (phenanthren, pyren, fluoren og fluoranthen), som blev testet af Sverdrup et al. (2003) (sektion 2.2.4).



# 3 Forslag til økotoxikologiske jordkvalitetskriterier

I den følgende tekst er baggrunden og datagrundlaget for fastsættelsen af jordkvalitetskriterier for en række PAH gennemgået. Nedenstående PAH er alle evalueret. Der er dog ikke, som det vil fremgå, fastsat jordkvalitetskriterier for alle:

- Acenaphthen (afsnit 3.1)
- Acenaphthylen (afsnit 3.2)
- Anthracen (afsnit 3.3)
- Benz(a)anthracen (afsnit 3.4)
- Benz(ghi)perylene (afsnit 3.5)
- Benz(a)pyren (afsnit 3.6)
- Benz(b+j+k)fluoranthren (afsnit 3.7)
- Chrysen (afsnit 3.8)
- Dibenz(a,h)anthracen (afsnit 3.9)
- Flouren (afsnit 3.10)
- Fluoranthren (afsnit 3.11)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren (afsnit 3.12)
- Naphthalen (afsnit 3.13)
- Perylen (afsnit 3.14)
- Phenanthren (afsnit 3.15)
- Pyren (afsnit 3.16)

## 3.1 Acenaphthen

Sverdrup m.fl. (2002) fandt en EC10-værdi for reproduktionen af springhaler på 31 mg/kg. Dette er den eneste direkte brugbare NOEC/EC10-værdi. Samme studie fandt en LC50 værdi for overlevelsen af voksne springhaler på 107 mg/kg. Hulzebos et al. (1993) fandt en EC50-værdi på 25 mg/kg for vækst af planter (salat). En direkte sammenligning af følsomheden mellem planter og jordbundsdyr er grundet forskellige testforhold ikke mulig, men ved en omregning til en standard jord på 2% OC viser data, at EC10-værdien for springhaler på 39 mg/kg kun er marginalt lavere end EC50-værdien på 47 mg/kg for salat. Sammenholdt med en ikke publiceret NOEC på 1,9 mg/kg omregnet til en standardjord fra Hulzebos et al. (1993) (se afsnit 2.2.11) tyder dette på, at jordbundsdyr ikke er den mest følsomme gruppe af organismer, hvorfor PNEC-værdien, og herved jordkvalitetskriteriet, for acenaphthen ikke bør fastsættes på baggrund af den ene EC10-værdi for springhaler, der foreligger, men i stedet fastsættes på baggrund af de akutte og letale forsøg

ved at applikere en faktor 1000 til den laveste LC/EC50-værdi. Det vil sige 0,025 mg/kg (25/1000).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for acenapthen på 0,03 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for acenapthen i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 0,039 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.2 Acenaphthylen

Sverdrup m.fl. (2002) fandt en EC10-værdi for springhaler på 23 mg/kg. Dette er den eneste brugbare toksicitetsværdi. På baggrund af det meget begrænsede datagrundlag bør PNEC-værdien, og herved jordkvalitetskriteriet, for acenaphthylen fastsættes en faktor 100 under den laveste NOEC/EC10-værdi. Det vil sige 0,23 mg/kg (23/100).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for acenaphthylen på 0,2 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for acenaphthylen i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 0,29 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.3 Anthracen

Sverdrup m.fl. (2002) fandt en EC10-værdi for springhaler (*Folsomia fimetaria*) på 5 mg/kg og en LC50 værdi på 67 mg/kg. Resultatet kunne ikke forklares ud fra gængse eksponerings- og toksicitetsmodeller, og de foreslog, at anthracen, modsat de fleste andre PAH, havde en specifik virkningsmekanisme på springhaler. Droge m.fl. fandt på den anden side ingen effekt af antracen på en anden springhaleart (*Folsomia candida*) og på enchytraer selv ved meget høje eksponeringskoncentrationer (>3800 og >5000 mg/kg). Den største forskel på de to arter af springhaler er deres formeringsstrategi. Mens den ene har kønnet formering (*F. fimetaria*), har den andet ukønnet formering (*F. candida*). Det kan dog ikke umiddelbart forklare den store målte forskel også i akut dødelighed de to arte imellem. Leycal og Binet (1998) fandt markante effekter (40%) på rajgræs ved den laveste testkoncentration på 100 mg/kg. Mitchel m.fl. (1988) testede seks plantearter og fandt stor variation i følsomheden planterne imellem. Den laveste EC50-værdi var på 30 mg/kg for havre. Omregnet til en standardjord på 2% kulstof er LC/EC50-værdierne for planter og invertebrater på henholdsvis 51 og 84 mg/kg. De ovenstående data viser derfor, at den akutte følsomhed (EC/LC50) af planter og jordlevende invertebrater er sammenlignelige. Det understøtter sandsynligheden for, at også den kroniske følsomhed (EC10/NOEC) af invertebrater og planter er sammenlignelige, hvorfor det antages, at fastsættelsen af jordkvalitetskriteriet kan findes ved at applikere en sikkerhedsfaktor på 100 på den ene EC10, der foreligger (invertebrater). PNEC kan derfor estimeres til 0,05 mg/kg (5/100).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for anthracen på 0,05 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for anthracen i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 0,13 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.4 Benz(a)anthracen

Sverdrup et al. (2002) testede effekten af benz(a)anthracen på springhaler, men fandt ingen effekt ved den højeste testkoncentration på 980 mg/kg. Droge m.fl. (2006) testede effekterne af benz(a)anthracen på springhaler og enchytraer. De fandt ingen effekter ved den højeste testkoncentration, som var 4345 og 4070 mg/kg for henholdsvis springhaler og enchytraer. Det har ikke været muligt at finde brugbare LC50 eller NOEC-værdier for Benz(a)-anthracen. Derfor anses datagrundlaget for utilstrækkeligt til at kunne fastsætte et økotoxikologisk jordkvalitetskriterium, om end man på baggrund af eksisterende data med jordbundsfauna med en vis ret kan antage, at et kritisk niveau formodentlig ligger over 1,0 mg/kg (>980/1000).

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder en estimeret PNEC-værdi for benz(a)anthracen på 0,079 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR. Denne PNEC er baseret på data fra forsøg, hvor bænkebidere (isopoder) blev fodret med PAH-forurenede føde (se afsnit 1.3) (EU-RAR 2008).

### 3.5 Benz(ghi)perylene

Der er ikke fundet økotoxikologiske data med jordlevende organismer for benz(ghi)perylene, hvorfor det ikke fremsættes et forslag til økotoxikologisk jordkvalitetskriterium.

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder en estimeret PNEC-værdi for benz(ghi)perylene på 0,17 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof. Denne PNEC er baseret på en ekstrapolering til jordkoncentrationer fra effektdata opnået i økotoxikologiske studier med akvatiske organismer (ligevægtsfordelingsmetoden, se afsnit 1.3) (EU-RAR 2008).

### 3.6 Benz(a)pyren

Som det fremgår af tabel 3.1 nedenfor, er der udført en del økotoxikologiske studier med terrestriske organismer eksponeret til benz(a)pyren. Fælles for næsten alle disse var dog en manglende effekt af benz(a)pyren selv ved den højeste testkoncentration. Undtagelsen herfor er undersøgelsen med sennep og den mikrobielle nitrifikation.

Tabel 3.1. Effektværdier for benz(a)pyren

Art	Toksicitetsmål	Værdi, mg/kg	Reference
1. Mirkoorganismer	Nitrifikation, NOEC	293	Sverdrup m.fl. 2007
2. Rødkløver	Biomasse, NOEC	>470	Sverdrup m.fl. 2007
3. Rajgræs	Biomasse, NOEC	>470	Sverdrup m.fl. 2007

Art	Toksicitetsmål	Værdi, mg/kg	Reference
4. Gul sennep	Biomasse, NOEC	86	Sverdrup m.fl. 2007
5. Enchytraer <i>E. crypticus</i>	Reproduktion, NOEC	>947	Sverdrup m.fl. 2007
6. Enchytraer <i>E. crypticus</i>	Reproduktion, NOEC	>3690	Droge m.fl. (2006)
7. Springhale <i>F. femitaria</i>	Reproduktion, EC10	>840	Sverdrup m.fl. 2007
8. Springhale <i>F. candida</i>	Reproduktion, EC10	>3690	Droge m.fl. (2006)
9. Rovmide	Reproduktion, NOEC	>947	Sverdrup m.fl. 2007
10. Regnorm	Biomasse, NOEC	>100	Eason m.fl. 1999

Foruden de ovenstående studier fandt Eason m.fl. (1999) ingen dødelighed eller vægttab hos kompostorme efter fire ugers eksponering til 100 mg BaP/kg. Der blev dog observeret en signifikant effekt (70%) på membranstabiliteten af lysosomer isoleret fra orme eksponeret til 20 mg BaP/kg. Den sidstnævnte effektparameter er dog ikke fundet direkte relevant i forhold til fastsættelsen af jordkvalitetskriterier, eftersom korrelationen til populations- eller økosystem-effekter er uklar.

Da der foreligger en del information fra en række arter fra tre forskellige trofiske niveauer, fastsættes PNEC for benz(a)pyren ved hjælp af en sikkerhedsfaktor på 10, dvs. 8,6 mg/kg (86/10).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for benz(a)pyren på 8,5 mg/kg.

Det skal understreges, at de genotoksiske og mutagene egenskaber af benz(a)pyren ikke er vurderet i denne rapport, da den praktiske betydning af disse egenskaber for populationer af dyr og planter og de økosystemer, de udgør, er meget usikker.

EUs risikovurdering af tjærestoffer 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. 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 ekstrapoleres på baggrund af forsøg med (andre) jordlevende invertebrater eksponeret via PAH-forurenede jord.

### 3.7 Benz(b+j+k)fluoranthren

Sverdrup et al. (2002) testede effekten af benz(j)fluoranthren på springhaler, men fandt ingen effekt ved den højeste testkoncentration på 560 mg/kg. Dette

er det eneste tilgængelige terrestriske økotoksicitetsstudie. Det har derfor ikke været muligt at finde brugbare LC50 eller NOEC-værdier for benz(b+j+k)-fluoranthren. Derfor anses datagrundlaget for utilstrækkeligt til at kunne fastsætte et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium, om end at man på baggrund af eksisterende data med jordbundsfauna med en vis ret kan antage, at et kritisk niveau formodentlig ligger over 0,6 mg/kg (>560/1000).

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder estimeret PNEC-værdier for Benz(b)fluoranthren og Benz(k)fluoranthren på henholdsvis 0,28 og 0,27 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof. Disse PNEC er baseret på en ekstrapolering til jordkoncentrationer fra effektdata opnået i økotoksikologiske studier med akvatiske organismer (ligevægtsfordelingsmetoden, se afsnit 1.3) (EU-RAR 2008).

### 3.8 Chrysen

Sverdrup et al. (2002) testede effekten af chrysen på springhaler, men fandt ingen effekt ved den højeste testkoncentration på 1030 mg/kg. Dette er det eneste tilgængelige terrestriske økotoksicitetsstudie. Det har derfor ikke været muligt at finde brugbare LC50 eller NOEC-værdier for chrysen. Derfor anses datagrundlaget for utilstrækkeligt til at kunne fastsætte et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium, om end man på baggrund af eksisterende data med jordbundsfauna med en vis ret kan antage, at et kritisk niveau formodentlig ligger over 1,0 mg/kg (>1030/1000).

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder en estimeret PNEC-værdi for chrysen på 0,55 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof. Denne PNEC er baseret på en ekstrapolering til jordkoncentrationer fra effektdata opnået i økotoksikologiske studier med akvatiske organismer (ligevægtsfordelingsmetoden, se afsnit 1.3) (EU-RAR 2008).

### 3.9 Dibenz(a,h)anthracen

Sverdrup et al. (2002) testede effekten af dibenz(a,h)anthracen på springhaler, men fandt ingen effekt ved den højeste testkoncentration på 780 mg/kg. Dette er det eneste tilgængelige terrestriske økotoksicitetsstudie. Det har derfor ikke været muligt at finde brugbare LC50 eller NOEC-værdier for dibenz(a,h)anthracen. Derfor anses datagrundlaget for utilstrækkeligt til at kunne fastsætte et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium, om end man på baggrund af eksisterende data med jordbundsfauna med en vis ret kan antage, at et kritisk niveau formodentlig ligger over 0,8 mg/kg (>780/1000).

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder en estimeret PNEC-værdi for dibenz(a,h)anthracen på 0,054 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof. Denne PNEC er baseret på en ekstrapolering til jordkoncentrationer fra effektdata opnået i økotoksikologiske studier med akvatiske organismer (ligevægtsfordelingsmetoden, se afsnit 1.3) (EU-RAR 2008).

### 3.10 Flouren

Der findes en del økotoksikologiske data for fluoren. Disse er gengivet i tabel 3.2 forneden.

**Tabel 3.2. Effektværdier for fluoren.**

Art	Toksicitetsmål	Værdi, mg/kg	Reference
1. Mirkoorganismer	Nitrifikation, EC10	33	Sverdrup m.fl. 2002
2. Rødkløver	Biomasse, EC20	76	Sverdrup m.fl. 2003
3. Rajgræs	Biomasse, EC20	350	Sverdrup m.fl. 2003
4. Enchytraer	Reproduktion, EC10	25	Sverdrup m.fl. 2002
5. Springhale	Reproduktion, EC10	7,7	Sverdrup m.fl. 2002

Da der foreligger en del information fra en række arter fra tre forskellige trofiske niveauer, fastsættes PNEC for fluoren ved hjælp af en sikkerhedsfaktor på 10, dvs. 0,77 mg/kg (7,7/10).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet, foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for fluoren på 0,8 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for fluoren i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 1,0 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.11 Fluoranthen

Der findes en del økotoksikologiske data for fluoranthen. Disse er gengivet i tabel 3.3 forneden.

**Tabel 3.3. Effektværdier for fluoranthen.**

Art	Toksicitetsmål	Værdi, mg/kg	Reference
1. Mirkoorganismer	Nitrifikation, EC10	13	Sverdrup m.fl. 2002
2. Rødkløver	Biomasse, EC20	150	Sverdrup m.fl. 2003
3. Rajgræs	Biomasse, EC20	480	Sverdrup m.fl. 2003
4. Enchytraer	Reproduktion, EC10	15	Sverdrup m.fl. 2002
5. Springhale	Reproduktion, EC10	37	Sverdrup m.fl. 2002

Da der foreligger en del information fra en række arter fra tre forskellige trofiske niveauer, fastsættes PNEC for fluoranthen ved hjælp af en sikkerhedsfaktor på 10, dvs. 1,3 mg/kg (13/10).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for fluoranthen på 1,3 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for fluoranthen i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 1,5 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.12 Indeno(1,2,3-cd)pyren

Sverdrup et al. (2002) testede effekten af indeno(1,2,3-cd)pyren på springhaler, men fandt ingen effekt ved den højeste testkoncentration på 910 mg/kg. Dette er det eneste tilgængelige terrestriske økotoksicitetsstudie. Det har derfor ikke været muligt at finde brugbare LC50 eller NOEC-værdier for indeno(1,2,3-cd)pyren. Derfor anses datagrundlaget for utilstrækkeligt til at kunne fastsætte et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium, om end man på baggrund af eksisterende data med jordbundsfauna med en vis ret kan antage, at et kritisk niveau formodentlig ligger over 0,9 mg/kg (>910/1000).

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder en estimeret PNEC-værdi for indeno(1,2,3-cd)pyren på 0,13 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof. Denne PNEC er baseret på en ekstrapolering til jordkoncentrationer fra effektdata opnået i økotoksikologiske studier med akvatiske organismer (ligevægtsfordelingsmetoden, se afsnit 1.3) (EU-RAR 2008).

### 3.13 Naphthalen

Sverdrup m.fl. (2002) fandt en EC10-værdi for springhaler på 20 mg/kg og en LC50 værdi på 167 mg/kg. Droge m.fl. (2006) kunne konstatere, at 93% af det tilsatte naphthalen var forsvundet allerede efter 10 dage, hvilket gjorde det besværligt at fastsætte effektværdier for springhaler og enchytraer. Ved 11,3 og 28,2 mg/kg var der ingen effekt (NOEC) på henholdsvis springhaler og enchytraer, mens at alle testdyr døde ved 52,4 og 262,1 mg/kg (LOEC). Hulzebos m.fl. (1993) fandt en EC50-værdi for salat på 100 mg/kg. Kirchmann m.fl. (1991) fandt ingen effekter på en række mikrobielle processer i jord tilført 25 mg/kg. Dette var den højeste testkoncentration, hvorfor der ikke kan etableres en præcis NOEC.

De ovenstående data viser derfor, at følsomheden af planter, jordlevende invertebrater og mikrobielle processer er sammenlignelige. Det understøtter sandsynligheden for at også den kroniske følsomhed (EC10/NOEC) af tre trofiske niveauer, dvs. planter, mikroorganismer og jordlevende invertebrater er sammenlignelige, hvorfor det antages, at fastsættelsen af jordkvalitetskriteriet kan findes ved at applikere en sikkerhedsfaktor på 10 til den laveste NOEC, om end der kun foreligger kroniske data for ét trofisk niveau (invertebrater). PNEC kan på denne baggrund estimeres til 1,1 mg/kg (11,3/10).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for naphthalen på 1,1 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for naphthalen i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 1,0 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.14 Perylen

Sverdrup et al. (2002) testede effekten af perylen på springhale, men fandt ingen effekt ved den højeste testkoncentration på 560 mg/kg. Dette er det eneste tilgængelige terrestriske økotoxicitetsstudie. Det har derfor ikke været muligt at finde brugbare LC50 eller NOEC-værdier for perylen. Derfor anses datagrundlaget for utilstrækkeligt til at kunne fastsætte et økotoxikologisk jordkvalitetskriterium, om end man på baggrund af eksisterende data med jordbundsfauna med en vis ret kan antage, at et kritisk niveau formodentlig ligger over 0,6 mg/kg (>560/1000).

EUs risikovurdering af tjærestoffer indeholder ikke en estimeret PNEC-værdi for perylen (EU-RAR 2008).

### 3.15 Phenanthren

Der findes en del økotoxikologiske data for phenanthren. Disse er gengivet i tabel 3.4 forneden.

Tabel 3.4. Effektiværdier for phenanthren

Art	Toksicitetsmål	Værdi, mg/kg	Reference
1. Mirkoorganismer	Nitrifikation, EC10	42	Sverdrup m.fl. 2002
2. Rødkløver	Biomasse, EC20	46	Sverdrup m.fl. 2003
3. Rajgræs	Biomasse, EC20	300	Sverdrup m.fl. 2003
4. Gul sennep	Biomasse, EC20	340	Sverdrup m.fl. 2003
5. Enchytraer <i>E. crypticus</i>	Reproduktion, EC10	40*	Sverdrup m.fl. 2002
5. Enchytraer <i>E. crypticus</i>	Reproduktion, EC10	66*	Droge m.fl. 2006
6. Springhale ( <i>F. femitaria</i> )	Reproduktion, EC10	23	Sverdrup m.fl. 2002
7. Springhale ( <i>F. candida</i> )	Reproduktion, EC10	25	Droge m.fl. 2006

**\*Den geometriske middelværdi på 51,4 mg/kg fra de to studier med enchtraearten *E. crypticus* bruges i den videre fastsættelse af jordkvalitetskriteriet.**

Da der foreligger en del information fra en række arter fra tre forskellige trofiske niveauer, fastsættes PNEC for phenanthren ved hjælp af en sikkerhedsfaktor på 10, dvs. 2,3 mg/kg (23/10).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for phenanthren på 2,3 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for phenanthren i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 1,8 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).

### 3.16 Pyren

Der findes en del økotoksikologiske data for pyren. Disse er gengivet i tabel 3.5 forneden.

Tabel 3.5. Effektværdier for pyren

Art	Toksicitetsmål	Værdi, mg/kg	Reference
1. Mirkoorganismer	Nitrifikation, EC10	130	Sverdrup m.fl. 2002
2. Rødkløver	Biomasse, EC20	56	Sverdrup m.fl. 2003
3. Gul sennep	Biomasse, EC20	810	Sverdrup m.fl. 2003
4. Enchytraer	Reproduktion, EC10	11	Sverdrup m.fl. 2002
5. Springhale ( <i>F. femitaria</i> )	Reproduktion, EC10	10	Sverdrup m.fl. 2002
6. Springhale ( <i>F. candida</i> )	Reproduktion, NOEC	5*	Herbert m.fl. 2004
7. Springhale ( <i>F. candida</i> )	Reproduktion, EC10	11,3*	Droge m.fl. 2006
8. Regnorm	Reproduktion, NOEC	40	Brown m.fl. 2004

***\*Da det antages, at EC10 og NOEC værdier er sammenlignelige, hvorved den geometriske middelværdi på 7,5 mg/kg fra de to studier med springhalen *F. candida* bruges i den videre fastsættelse af jordkvalitetskriteriet.***

Da der foreligger en del information fra en række arter fra tre forskellige trofiske niveauer, fastsættes PNEC for pyren ved hjælp af en sikkerhedsfaktor på 10, dvs. 0,75 mg/kg (7,5/10).

På baggrund af de tilgængelige toksicitetsdata og general viden om dets kemiske egenskaber og skæbne i miljøet foreslås et økotoksikologisk jordkvalitetskriterium for pyren på 0,8 mg/kg.

Ovenstående forslag til jordkvalitetskriterium kan sammenholdes med PNEC-værdien for phenanthren i EUs risikovurdering af tjærestoffer på 1,0 mg/kg i en standardjord med 2% organisk kulstof (EU-RAR 2008).



## 4 Referencer

Achazi R. K., Chroszcz G., Duker C., Henneken M., Rothe B., Schaub K., Steudel I. (1995). The effect of fluoranthene (Fla), benz(a)pyrene (BaP) and cadmium (Cd) upon survival rate and life cycle parameter of two terrestrial annelids in laboratory test systems. *Newslett Enchytraeidae* 4: 7-14.

Belfroid A., Seinen W., van Gestel K., Hermens J. and van Leeuwen K. (1995). Modelling the accumulation of hydrophobic organic chemicals in earthworms: Application of the Equilibrium Partitioning Theory. *Environ. Sci. Poll. Res.* 2: 5-15.

Bleeker E. A. J., Wiegman S., Droge S. T. J., Kraak M. H. S., Van Gestel C. A. M. (2003). Towards an improvement of the risk assessment of polycyclic (hetero)aromatic hydrocarbons. Amsterdam, The Netherlands: Aquatic Ecology and Ecotoxicology, Faculty of Science, University of Amsterdam and Animal Ecology, Institute of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, Vrije Universiteit Amsterdam. Report 2003-01 (UvA)/Report 2003-04 (VU).

Brown P. J., Long S. M., Spurgeon D. J., Svendsen C., Hankard P. (2004). Toxicological and biochemical responses of the earthworm *Lumbricus rubellus* to pyrene, a non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon. *Chemosphere* 57: 1675-1681.

Crouau Y., Chenon P., Gislard C. (1999). The use of *Folsomia candida* (Collembola, Isotomidae) for the bioassay of xenobiotics substances and soil pollutants. *Applied Soil Ecology* 12: 103-11.

Droge S. T. J., Paumen M. L., Bleeker E. A. J., Kraak M. H. S., van Gestel, C. A. M. (2006). Chronic toxicity of polyaromatic compounds to the springtail *Folsomia candida* and the enchytraeid *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 2423-2431.

Eason C.T., Svendsen C., O'Halloran K., Weeks J. M. (1999). An assess of the lysosomal neutral red retention test and immune function assay in earthworms (*Eisenia andrei*) following exposure to chlopyrifops, benz(a)pyrene (BaP), and contaminated soil. *Pedobiologia* 43: 641-645.

EU-RAR (2008). Coal-Tar Pitch, High Temperature. Summary Risk Assessment Report. Environment. Final Report, May 2008, The Netherlands.

Herbert I. N., Svendsen C., Hankard P. K., Spurgeon D. J. (2004). Comparison on instantaneous rate of population increase and critical-effect estimates in *Folsomia candida* exposed to four toxicants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57:175-183.

Hulzebos E. M., Adema D. M. M., Dirven-Van Bremen E. M., Hnezen L., van Dis W. A., Herbold H. A., Hoekstra J. A., Baerselman R., van Gestel C. A. M. (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 1079-1094.

- Jager T., Fleuren R. H. L. J., Hogendoorn E. A., De Korte G. (2003). Elucidating the Routes of Exposure for Organic Chemicals in the Earthworm, *Eisenia Andrei* (Oligochaeta). *Environ. Sci. Technol.* 37: 3399-3404.
- Jensen J., Kristensen H. L., Scott-Fordsmand J. J. and Pedersen M. B. (1997). Soil Quality Criteria for Selected Compounds, Danish Environmental Protection Agency (Working Report).
- Jensen J. and Folker-Hansen P. (1995). Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds, Miljøstyrelsen (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen).
- Kirchmann H., Åström H., Jönsäll G. (1991). Organic Pollutants in sewage sludge. 1. Effects of toluene, naphthalene, 2-methylnaphthalene, 4-n-nonylphenol and di-2-ethylhexyl phthalate on soil biological processes and their decomposition in soil. *Swedish Journal of Agricultural Research* 21: 107-113.
- Leycal C., Binet P. (1998). Effect of polyaromatic hydrocarbons in soil on arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Environmental Quality* 27: 402-407.
- Maliszewska-Kordybach B., Klimkiewicz-Pawlas A., Smreczak B. (2007). Ecotoxic Effect of Phenanthrene on Nitrifying Bacteria in Soils of Different Properties. *Journal of Environmental Quality* 36: 1635-1645.
- Miljøstyrelsen (2010). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand.
- Mitchel R. L., Burchett M. D., Pulkownik A., McCluskey L. (1988). Effects of environmentally hazardous chemicals on the emergence and early growth of selected Australian plants. *Plant and Soil* 112: 195-199.
- Neuhauser E. F., Callhan C. A. (1990). Growth and reproduction of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to sublethal concentrations of organic chemicals. *Soil Biology and Biochemistry* 22: 175-179.
- Neuhauser E. F., Durkin P. R., Malecki M. R., Anatra M. (1986). Comparative toxicity of ten organic chemicals to four earthworm species. *Comparative Biochemistry and Physiology* 83C: 197-200.
- Neuhauser E. F., Loehr R. C., Malecki M. R., Milligan D. L., Durkin P. R. (1985). The toxicity of selected organic chemicals to the earthworm *Eisenia fetida*. *Journal of Environmental Quality* 14: 383-388.
- Sverdrup L. E., Ekelund F., Krogh P. H., Nielsen T., Johnson K. (2002). Soil microbial toxicity of eight polycyclic aromatic compounds: Effects on nitrification, the genetic diversity of bacteria, and the total number of protozoans. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 1644-1650.
- Sverdrup L. E., Hagen S. B., Krogh P. H., van Gestel C. A. M. (2007). Benz(a)pyren shows low toxicity to three species of terrestrial plants, two soil invertebrates and soil-nitrifying bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 362-368.

- Sverdrup L. E., Jensen J., Kelley A. E., Krogh P. H., Stenersen J. (2002). Effects of eight polycyclic aromatic compounds on the survival and reproduction of *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta, clitellata). *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 109-114.
- Sverdrup L. E., Kelley A. E., Krogh P. H., Nielsen T., Jensen J., Scott-Fordsmand J. J., Stenersen J. (2001). Effects of eight polycyclic aromatic compounds on the survival and reproduction of the springtail *Folsomia fimetaria* L. (Collembola, isotomidae). *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 1332-1338.
- Sverdrup L. E., Krogh P. H., Nielsen T., Kjær C., Stenersen J. (2003). Toxicity of eight polycyclic aromatic compounds to red clover (*Trifolium pratense*), ryegrass (*Lolium perenne*), and mustard (*Sinapis alba*). *Chemosphere* 53: 993-1003.
- Sverdrup L. E., Nielsen T., Krogh P. H. (2002). Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity, and water solubility. *Environmental Science and Technology* 36: 2429-2435.
- Sverdrup L. E., Vaufleury A. D., Hartnik T., Hagen S. B., Loibner A. P., Jensen J. (2006). Effects and uptake of polycyclic aromatic compounds in snails (*Helix aspersa*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(7): 1941-1945.
- Van Brummelen T. C., Stuijzand S. C. (1993). Effects of benzo(a)pyrene on survival, growth and energy reserves in the terrestrial isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*. *Science of the Total Environment* 0(2): 921-930
- Van Brummelen T. C.; van Straalen N. M. (1996). Uptake and elimination of benzo[a]pyrene in the terrestrial isopod *Porcellio scaber*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31(2): 277-285.
- van Straalen N. M., Verweij R. A. (1991). Effects of benzo(a)pyrene on food assimilation and growth efficiency in *Porcellio scaber* (Isopoda). *Bull Environ Contam Toxicol* 46: 134-140.
- Wieczorek J. K., Wieczorek Z. J. (2007). Phytotoxicity and accumulation of anthracene applied to the foliage and sandy substrate in lettuce and radish plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 369-377.



# Bilag A

Tabel A. EUs PNEC værdier for de forskellige PAH for jordlevende organismer

Table A. The PNEC values for soil dwelling species derived by the EU in their risk assessment of coal tar pitch and PAH compounds (EU- RAR 2008)

Kemisk forbindelse / PAH compound	PNEC (mg/kg)	AF	Art /Species
Naphthalene	1.0	10	<i>Folsomia candida</i>
Anthracene	0.13	50	<i>F. fimetaria</i>
Phenanthrene	1.8	10	<i>F. fimetaria</i>
Fluoranthene	1.5	10	<i>F. fimetaria</i>
Pyrene	1.0	10	Nitrification
9H-Fluorene	1.0	10	<i>F. candida</i>
Acenaphthylene	0.29	100	<i>F. fimetaria</i>
Acenaphthene	0.038	50	<i>F. fimetaria</i>
Chrysene	0.55	EqP	<i>Lactuca sativa</i>
Benzo(a)anthracene	0.079	10	<i>Oniscus asellus</i>
Benzo(b)fluoranthene	0.28	EqP	
Benzo(ghi)perylene	0.17	EqP	
Benzo(k)fluoranthene	0.27	EqP	
Benzo(a)pyrene	0.053	10	
Dibenzo(a,h)anthracene	0.054	EqP	<i>Porcellio scaber</i>
Indeno[123cd]pyrene	0.13	EqP	