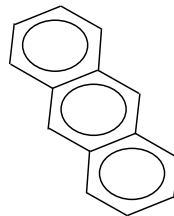




Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Anthracen

CAS nr. 120-12-7



000120-12-7 Anthracene

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	0,1 µg/l*
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	0,1 µg/l*
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	0,1 µg/l*
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	0,1 µg/l*
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{ferskvand}	24 µg/kg tørvægt (5% OC) 480 µg/kg tørvægt × f _{OC}
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{saltvand}	24 µg/kg tørvægt (5% OC) 480 µg/kg tørvægt × f _{OC}
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK _{sek.forgiftn.}	77 mg/kg fisk vådvægt 21 mg/kg musling vådvægt
Biota-kvalitetskriterium, human konsum	HKK	490 µg/kg vådvægt

*Værdierne er fastsatte i EU Direktivet om miljøkvalitetskrav (2013/39/EU af 12. august 2013).

11. oktober 2023

Indholdsfortegnelse

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	8
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	9
3 SKÆBNE I MILJØET	10
3.1 NEDBRYDELIGHED	10
3.2 BIOAKKUMULERING	10
3.3 NATURLIG FOREKOMST	13
4 TOKSICITETSDATA	15
4.1 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	15
4.2 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	16
4.3 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	16
5 ANDRE EFFEKTER	18
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	19
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK) OG KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	19
6.2 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	19
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK _{SEK.FORGIFTN.})	20
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	22
6.5 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK _{SEK.FORGIFTN.} OG HKK	22
7 KONKLUSION	24
8 REFERENCER	25

Bilag A: Mann Whitney U test

Forord

Et kvalitetskriterium i vandmiljøet er det højeste koncentrationsniveau, ved hvilket der skønnes, ikke at forekomme uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Miljøstyrelsen (MST) udarbejder kvalitetskriterier for kemikalier i vandsøjlen, i sediment, i dyr og planter (biota) og for human konsum.

Miljøstyrelsen bruger kvalitetskriterierne som det faglige grundlag til at kunne fastsætte miljøkvalitetskrav, hvorved der forstås den endelige koncentration af et bestemt forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af miljøet og menneskers sundhed.

Metodikken, der anvendes til udarbejdelse af miljøkvalitetskrav er harmoniseret i EU og baserer sig på vandrammedirektivet (EU, 2000), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU, 2018) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen, 2004). Metodikken er endvidere i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU, 2008).

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 2. maj 2023.

For anthracen foreligger der et EU datablad fra 2011 (EU EQS, 2011) med fastsatte vandkvalitetskriterier (VKK) og korttidsvandkvalitetskriterier (KVKK) på 0,1 µg/l. Disse er optaget som krav i direktivet om miljøkvalitetskrav 2013/39/EU af 12 august 2013 og er angivet i bekendtgørelse nr. 1625 af 19. december 2017. EU databladet indeholder også foreslåede kriterier for sediment og biota, som ikke er optaget som kravværdier i direktivet.

English Summary and conclusions

Derivation of environmental quality standards (EQS) for the aquatic environment is following the EU Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

AA-EQS and MAC-EQS for water

Anthracene is a priority substance in the EU. Following Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directive 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy following EQS values were established:

AA-EQS	Inland surface waters:	0.1 µg/l
	Other surface waters:	0.1 µg/l
MAC-EQS	Inland surface waters:	0.1 µg/l
	Other surface waters:	0.1 µg/l

In the Directive 2013/39/EU there are no EQS listed for sediment or biota, therefore these are determined nationally in this dossier.

QS for sediment

According to TGD (EU, 2018) it is relevant to derive a QS for sediment (QS_{sed}) for a substance if $\log K_{OC}$ or $\log K_{OW}$ is ≥ 3 or if there is other evidence for accumulation in sediments or high toxicity to benthic organisms. For anthracene, both the K_{OC} and K_{OW} values are ≥ 3 (table 2.1).

Ecotoxicity data for benthic organisms are shown in table 4.1.

Valid chronic data was available for two benthic freshwater species (*Lumbriculus variegatus* and *Chironomus reparius*) representing the two taxonomic groups: annelids and insects. No data was found for marine benthic species.

The lowest effect concentration was for the annelid *L. variegatus* with an EC_{10} value of 1.2 mg/kg dry weight (dw) (5% organic carbon (OC)) for the endpoint reproduction (Paumen et al., 2008b). This value is used to derive QS_{sed} .

Following TGD table 11 (EU, 2018) an assessment factor of 50 is used to derive $QS_{sed, freshwater}$, when the dataset contains two long-term test with species representing different living and feeding conditions:

$$\begin{aligned} QS_{sed, freshwater} &= 1.2 \text{ mg/kg dw} / 50 = 0,024 \text{ mg/kg dw} = \mathbf{24 \mu\text{g/kg dw (5\% OC)}} \\ &= 24 \text{ \mu\text{g/kg dw}} / 0.05 = \mathbf{480 \mu\text{g/kg dw} \times foc} \end{aligned}$$

Following TGD table 13 (EU, 2018) an assessment factor of 500 should be used to derive $QS_{sed, saltwater}$, however note a to the table allows using the same assessment factor as used for freshwater QS_{sed} if there are evidence that the sensitivity of marine aquatic organisms is adequately covered by that from freshwater aquatic species. The EU EQS (2011) presents a substantial dataset for aquatic species. The results from statistical tests (see appendix B) expects no difference in sensitivity between freshwater and saltwater aquatic species. Therefore, the same assessment factor used for $QS_{sed, freshwater}$ is used for deriving the $QS_{sed, saltwater}$:

$$QS_{sed, saltwater} = 1.2 \text{ mg/kg dw} / 50 = 0,024 \text{ mg/kg dw} = \mathbf{24 \mu\text{g/kg dw (5\% OC)}}$$

$$= 24 \mu\text{g/kg dw} / 0.05 = \mathbf{480 \mu\text{g/kg dw} \times foc}$$

QS for secondary poisoning

According to TGD (EU, 2018) a QS for secondary poisoning via biota ($QS_{sec.pois.}$) is relevant if the substance has a BCF above 100 or a log K_{OW} above 3. Anthracene fulfills both criteria since BCF values are above 100 for more taxonomic groups (see section 3.2), and it has a log K_{OW} of 4.65 (at 20°C, see section 2). Therefore, a $QS_{sec.pois.}$ was derived for anthracene.

As discussed in section 4.2, the most reliable chronic effect concentration for mammals (mice) is a NOAEL of 1000 mg/kg bw/day (subchronic study).

Following TGD method A (section 4.4.5.1. in EU 2018) the NOAEL was normalized to energy content, under consideration of the mouse body weight (bw), here set to 35 g (0.035 kg)¹, the daily energy expenditure (DEE) and diet concentration on an energy basis ($C_{energy\ normalized}$).

$$\text{Log DEE} = 0.8136 + 0.7149 \times \log (\text{bw [g]})$$

$$\text{Log DEE} = 0.8136 + 0.7149 \times \log (35) = 1.9175$$

$$\text{DEE} = 10^{1.9175} = 82.7 \text{ kJ/d}$$

$$C_{energy\ normalized} [\text{mg/kJ}] = \text{dose} \times (\text{bw/DEE})$$

$$C_{energy\ normalized} [\text{mg/kJ}] = 1000 \text{ mg/kg bw/day} \times (0.035 \text{ kg} / 82.7 \text{ kJ/d}) = 0.4232 \text{ mg/kJ}$$

According to the TGD, at a given water concentration, mussels will have a higher energy normalized concentration compared to fish (at trophic level 4), if the TMF/BMF (lipid) is below 0.8. While anthracene is not expected to biomagnify, it is uncertain if the TMF is below 0.8. Therefore, it cannot be assumed that mussels have a higher energy normalized concentration than fish, and thus $QS_{sec.pois.}$ was calculated for both fish and mussel.

The energy normalized effect concentration was transformed to a concentration in biota, considering the water content (74% for fish and 92% for mussels) and the energy content (21 kJ/g_{dw} for fish and 19 kJ/g_{dw} for mussels):

¹ From growth curve: <https://www.criver.com/products-services/find-model/cd-1r-igs-mouse?region=3616>, assumes an average body weight of 35 g of a group of 20 males and female CD-1 (ICR)BR mouses.

$$C_{\text{biota}} [\text{mg/kg}_{\text{ww}}] = C_{\text{energy normalized}} \times \text{energy content}_{\text{biota,dw}} \times (1 - \text{water content}_{\text{biota}})$$

$$C_{\text{fish}} [\text{mg/kg}_{\text{ww}}] = 0.4232 \text{ mg/kJ} \times 21,000 \text{ kJ/kg} \times (1 - 0.74) = 2311 \text{ mg/kg}_{\text{ww}}$$

$$C_{\text{mussels}} [\text{mg/kg}_{\text{ww}}] = 0.4232 \text{ mg/kJ} \times 19,000 \text{ kJ/kg} \times (1 - 0.92) = 643 \text{ mg/kg}_{\text{ww}}$$

Since the effect concentration originates from a sub-chronic study, an assessment factor (AF) of 3 (table 9; EU, 2018) was used to extrapolate to chronic effects and an AF of 10 (table 10; EU, 2018) was used to extrapolate from laboratory to different protection levels:

$$QS_{\text{sec. pois., fish}} = 2311 \text{ mg/kg} / 3 / 10 = \mathbf{77 \text{ mg/kg}_{\text{ww}}} = 77,000 \text{ } \mu\text{g/kg}_{\text{ww}}$$

$$QS_{\text{sec. pois., mussels}} = 643 \text{ mg/kg} / 3 / 10 = \mathbf{21 \text{ mg/kg}_{\text{ww}}} = 21,000 \text{ } \mu\text{g/kg}_{\text{ww}}$$

QS for human health

According to TGD (EU, 2018) a QS for human consumption ($QS_{\text{human health}}$) of fishery products is relevant if the substance has relevant human hazard properties. Anthracene does not have any harmonized classifications, but there is a self-classification for suspected carcinogenic (Carc. 2; H351) (see table 1.1) and this year a working group under IARC also classified anthracene as potentially carcinogenic (Carc. 2B) (Cattley et al., 2023). Anthracene is also potentially bioaccumulative. Therefore it was assessed relevant to derive a $QS_{\text{human health}}$.

A RfD of 0.3 mg/kg/day and a TDI of 0.04 mg/kg/day was found for anthracene (see section 4.3). The TDI was chosen for the derivation of $QS_{\text{human health}}$ and the method on page 91 in TGD (EU, 2018) was followed:

$$QS_{\text{human health}} = (0.2 \times \text{TDI}) / 0.0163 = (0.2 \times 0.04 \text{ mg/kg/day}) / 0.0163 = 0.49 \text{ mg/kg wet weight} = \mathbf{490 \text{ } \mu\text{g/kg wet weight}}$$

The TDI used is noted in the EU EQS (2011) as being acceptable as long as anthracene is considered not to be carcinogenic. Anthracene only has self-classifications of being suspected carcinogenic and data for this is limited. Therefore, the above derived $QS_{\text{human health}}$ is assessed as appropriate, but should be reassessed if the classification changes or if new data comes out which proves that the substance is carcinogenic.

QS_{water} based on QS_{sec. pois.} and QS_{human health}

The QS' derived for biota was converted to water concentrations ($QS_{\text{sec. pois., water}}$ and $QS_{\text{human health, water}}$) to see if the AA-EQS of 0.1 $\mu\text{g/l}$ for both fresh- and saltwater would protect biota.

When converting $QS_{\text{sec. pois.,}}$ to water concentrations, BCF for the critical food item is used. In this case the conversion of $QS_{\text{sec. pois.,}}$ was done for both fish and mussel, using a BCF value of 6760 l/kg for fish and a BCF value of 3802 l/kg for mussels:

$$\text{Fish: } QS_{\text{sec. pois., water}} = 77,000 \text{ } \mu\text{g/kg wet weight} / 6760 \text{ l/kg} = 11.4 \text{ } \mu\text{g/l}$$

$$\text{Mussels: } QS_{\text{sec. pois., water}} = 21,000 \text{ } \mu\text{g/kg wet weight} / 3802 \text{ l/kg} = 5.5 \text{ } \mu\text{g/l}$$

A BCF value of 6760 l/kg for fish (and a geometric average of all BCF for fish of 2194 l/kg), was used to convert $QS_{\text{human health}}$:

$$QS_{\text{human health, water}} = 490 \mu\text{g/kg fish product, wet weight} / 6760 \text{ l/kg} = 0.072 \mu\text{g/l}$$

$$QS_{\text{human health, gm, water}} = 490 \mu\text{g/kg fish product, wet weight} / 2194 \text{ l/kg} = 0.2 \mu\text{g/l}$$

The AA-EQS of 0.1 $\mu\text{g/l}$ for both fresh- and saltwater is lower than the above $QS_{\text{sec. pois., water}}$, which suggests that the water criteria does protect predators from secondary poisoning via biota. For the $QS_{\text{human health, water}}$ the value is just below the AA-EQS of 0.1 $\mu\text{g/l}$ when using the highest BCF for fish (worst case) and just above the AA-EQS when using a geometric average for all BCF for fish given in section 3.2. It is therefore assumed that the AA-EQS also protects human consumption of fishery products, as the converted values are at the same level as the AA-EQS.

In conclusion, the following EQS for the aquatic environment have been derived for anthracene:

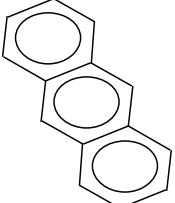
AA-EQS _{freshwater}	= 0.1 $\mu\text{g/l}$ (Directive 2013/39/EU)
AA-EQS _{saltwater}	= 0.1 $\mu\text{g/l}$ (Directive 2013/39/EU)
MAC-EQS _{freshwater}	= 0.1 $\mu\text{g/l}$ (Directive 2013/39/EU)
MAC-EQS _{saltwater}	= 0.1 $\mu\text{g/l}$ (Directive 2013/39/EU)
$QS_{\text{sediment, freshwater}}$	= 24 $\mu\text{g/kg}$ dry weight (5% OC)
	= 480 $\mu\text{g/kg} \times f_{\text{oc}}$
$QS_{\text{sediment, saltwater}}$	= 24 $\mu\text{g/kg}$ dry weight (5% OC)
	= 480 $\mu\text{g/kg} \times f_{\text{oc}}$
$QS_{\text{sec. pois.}}$	= 77 mg/kg fish wet weight
	= 21 mg/kg mussels wet weight
$QS_{\text{human health}}$	= 490 $\mu\text{g/kg}$ wet weight

1 Indledning

Anthracen tilhører stofgruppen af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH). Stoffet findes i stenkulstjære ("coal tar"), hvorfra det udvindes fra anthracenolie, et af stenkulstjærens destillationsfraktioner. Jf. ECHAs Substance Infocard for anthracen, så produceres/importeres anthracen til EU kun til brug som intermediat. EU RAR (2008) angiver at der på daværende tidspunkt kun var et enkelt sted i EU (i England), hvor anthracen blev produceret, der er ikke fundet nyere informationer herom. Anthracen anvendes i produktionen af fyrværkeri, i videnskabelige forskningslaboratorier og ved fremstilling af andre kemiske stoffer. Anthracen dannes desuden naturligt ved ufuldstændig forbrænding (se afsnit 3.3 Naturlig forekomst).

Identiteten af anthracen fremgår af tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet af anthracen

IUPAC navn	Anthracene
Strukturformel	 <small>000120-12-7 Anthracene</small>
CAS nr.	120-12-7
EINECS nr.	204-371-1
Kemisk formel	C ₁₄ H ₁₀
SMILES	C1=CC=C2C=C3C=CC=CC3=CC2=C1
Harmoniseret klassificering	Ingen harmoniserede klassificeringer
Selvklassificering (ECHA, 2023)	Aquatic Acute 1; H400 (Meget giftig for vandlevende organismer) Aquatic Chronic 1; H410 (Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer) Carc. 2; H351 (Mistænkt for at fremkalde kræft)

Anthracen er opført på "Kandidatlisten" under REACH, da det er et særligt problematisk stof (SVHC), som opfylder kriterierne i Artikel 57 (d)² og dermed anses som "persistent, bioakkumulerende og toksisk" (PBT) (ECHA, 2023).

² Artikel 57 (d) i Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) Nr. 1272/2008 af 16. december 2008, samme kriterier er angivet i Kommissionens Delegerede Forordning (EU) 2023/707 af 19. december 2022.

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for anthracen fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for anthracen

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	178,23	Atomvægtstabel
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)	214 216,4	ECHA, 2020 EU RAR, 2008
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)	340 342	ECHA, 2020 EU RAR, 2008
Damptryk, P_v (Pa)	0,001 ^a $9,4 \times 10^{-4}$ ^a	ECHA, 2020 EU RAR, 2008
Henry's konstant, H ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)	4,3 ^a	EU RAR, 2008
Vandopløselighed, S_w ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	47 ^a	ECHA, 2020; EU RAR, 2008
Dissociationskonstant, pK_a	-	-
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	4,65 ^b 4,68	ECHA, 2020 EU RAR, 2008
Sediment/vand fordelingskoefficient, normaliseret til organisk karbon, K_{oc} ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	29.000 ^a ($\log K_{oc} = 4,46$) 29.512 ^c ($\log K_{oc} = 4,47$)	ECHA, 2020 EU EQS, 2011

^a ved 25 $^{\circ}\text{C}$

^b ved 20 $^{\circ}\text{C}$

^c beregnet ud fra $\log K_{ow}$ på 4,68 ved formlen, $\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0,21$
(formel angivet i Karickhoff et al., 1979 citeret i EU RAR, 2008).

3 Skæbne i miljøet

Anthracen er identificeret som SVHC (substance of very high concern) og er inkluderet i kandidatlisten grundet bekymring om dens PBT (persistent, bioaccumulative and toxic) egenskaber.

3.1 Nedbrydelighed

Anthracen er fotoreaktiv, og kan derved nedbrydes ved fotolyse i vand. Halveringstider for fotolyse af anthracen i vand er fundet at være mellem 20 minutter og 124,8 timer afhængig af testforhold, hvor den højeste værdi svarer til fotolyse under vintersol forhold (EU RAR, 2008).

Nedbrydning af anthracen i miljøet anses dog generelt for at være begrænset grundet den lave vandopløselighed (se tabel 2.1) og dets høje affinitet for at binde til partikler og organisk materiale, hvorfor det forventes at fælde til sedimentet, når det udledes til det vandige miljø (ECHA, 2008).

En arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (2005), som bl.a. opsummerer eksisterende viden om nedbrydning af PAH, angiver halveringstider for anthracen i jord på 0,5-7,9 år, mens halveringstider i marint sediment angives til 17 dage for aerob nedbrydning og 30-86 dage for anaerob nedbrydning. Disse tal indikerer, at nedbrydning af anthracen i marint sediment kan være hurtigere end nedbrydningen i jord (Miljøstyrelsen, 2005).

Anthracen findes på ECHAs kandidatliste over særligt problematiske stoffer (SVHC-stoffer) grundet stoffets egenskaber som persistent, bioakkumulerende og toksisk (PBT). Halveringstider for mineralisering af anthracen i sediment er fundet at være op til 210 dage, hvilket gør at anthracen opfylder både P-kriteriet og vP-kriteriet i sediment ($DT_{50} > 180$ dage jf. forordning (EF) nr. 1272/2008 samt delegeret forordning (EU) nr. 2023/707). Dertil er høje halveringstider også fundet i jord, op til 7,9 år, som indikerer at anthracen er meget persistent i jord (ECHA, 2008). Anthracen opfylder dermed også både P- og vP-kriteriet for persistens i jord ($DT_{50} > 180$ dage jf. forordning (EF) nr. 1272/2008 samt delegeret forordning (EU) nr. 2023/707).

Anthracen forventes ikke at nedbrydes ved hydrolyse, og forventes heller ikke at være let bionedbrydelig (EU RAR, 2008).

3.2 Bioakkumulering

EU RAR (2008, tabel 3.20) angiver en række biokoncentreringsfaktorer (BCF) herunder værdier for fisk, bløddyr, krebsdyr og insekter. De værdier, som er af EU RAR (2008) vurderet valide, er angivet i tabel 3.1 nedenfor.

Tabel 3.1. Validerede værdier for BCF for ferskvandlevende organismer angivet i EU RAR (2008).

Taksonomisk gruppe	Art	BCF (l/kg)	Reference angivet i EU RAR, 2008
Fisk	<i>Lepomis macrochirus</i>	900	Spacie et al., 1983

Fisk	<i>Pimephales promelas</i>	6760	De Maagd et al., 1996
Fisk	<i>Poesilia reticulata</i>	4550	De Voogt et al., 1991
Fisk	<i>Poesilia reticulata</i>	6000	De Voogt et al., 1991
Bløddyr	<i>Utterbackia imbecilis</i> (larve)	345 (højeste 420)	Weinstein & Polk, 2001
Bløddyr	<i>Anodonta imbecilla</i> (musling)	Lille til ingen biotransformation	Giesy et al., 1982
Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	319-607	Leversee et al., 1982
Insekt	<i>Chironomus riparius</i>	804-1.915	Geisy et al., 1982

Flere værdier for BCF for anthracen er fundet i EU databladet fra 2011 (EU EQS, 2011). De værdier, som er af EU EQS (2011) vurderet valide, er angivet i tabel 3.2 nedenfor.

Tabel 3.2. Valideret værdier for BCF for vandslevende organismer angivet i EU EQS (2011).

Taksonomisk gruppe	Art	BCF (l/kg)	Reference angivet i EU EQS, 2011
Fisk	<i>Cyprinus carpio</i>	1890, 2225	RIITI, 1977
Fisk	<i>Pimephales promelas</i> (æg)	563-966	Hall and Oris, 1991
Fisk	<i>Pimephales promelas</i> (hanner)	1126, 2476	Hall and Oris, 1991
Fisk	<i>Pimephales promelas</i> (hunner)	3581, 4973	Hall and Oris, 1991
Bløddyr, saltvand	<i>Perna viridis</i>	19.000 ^a	Richardson et al., 2005
Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	970	Newsted and Giesy, 1987
Krebsdyr	<i>Daphnia pulex</i>	917	Southworth et al., 1978
Krebsdyr	<i>Hyalella azteca</i>	1800	Landrum and Scavia, 1983
Krebsdyr	<i>Pontoporeia hoyi</i>	16.800	Landrum, 1982
Krebsdyr	<i>Pontoporeia hoyi</i>	39.727	Landrum, 1988
Orme	<i>Lumbriculus variegatus</i>	1370	Ankley et al., 1997
Orme	<i>Stylodrilus heringianus</i>	5206	Frank et al., 1986
Akvatiske planter	<i>Lemna gibba</i>	4-28	Duxbury et al., 1997

^a I studiet af Richardson et al. (2005) er BCF baseret på lipidvægt, og BCF i EU EQS (2011) er derfor normaliseret til 5% fedtindhold. Det blev noteret i EU EQS (2011), at værdien reelt ikke kan ses som en BCF, eftersom forsøget blev udført med størstedelen af anthracen til stede på ikke-opløst form. Med tanke på at muslinger optager føde ved filtrering, kan den indre værdi sammenlignet med koncentrationen i mediet ses som en BAF snarere end en BCF, dvs. en værdi, der tager højde for koncentrationen i vand og derudover optag via føde (EU EQS, 2011).

Ved tilbageregning af biotakriterierne til en vandkoncentration (afsnit 6.5) anvendes den højeste BCF for fisk på 6760 l/kg (De Maags et al., 1996) og den højeste BCF for musling på 19.000 l/kg (Richardson et al., 2005) som angivet i tabel 3.1 og 3.2. BCF for muslinger på 19.000 l/kg, som bl.a. anvendes i EU databladet for anthracen, er i det oprindelige studie af Richardson et al. (2005) angivet som BCF baseret på lipidvægt ($\log BCF_{\text{lipid}} = 5,58$, svarende til $BCF_{\text{lipid}} = 380.189$). Værdien på 19.000 (som angivet i EU EQS, 2011) er normaliseret til 5% fedtindhold for at give en BCF for hele organismen ($BCF_{\text{musling}} = 380.189 \times 0,05$). I nuværende datablad normaliseres til 1% fedtindhold for musling, som angivet i tabel 7 i TGD (s. 82). Dette giver en BCF_{musling} på 3802 l/kg ($BCF_{\text{musling,norm.}} = 380.189 \times 0,01$), som anvendes i tilbageregning af BKK_{musling} .

De højeste BCF-værdier ses for krebsdyret *P. hoyi*. Dog anvendes som nævnt BCF-værdierne for hhv. musling og fisk ved tilbageregning af biotakriterier til vandkoncentration, eftersom biotakriterierne beregnes for musling og fisk jf. TGD (EU, 2018). Derudover kan det nævnes, at det geometriske gennemsnit af BCF-værdierne for krebsdyr ligger på 2223 l/kg, hvilket er lavere end de BCF-værdier, der anvendes for fisk (6760 l/kg) og musling (3802 l/kg).

Ud over data vurderet i EU RAR (2008) og EU EQS (2011) er der fundet enkelte øvrige BCF-værdier i ECOTOX-databasen og i registreringsdossieret (ECHA, 2020). For ferskvand ligger værdierne på niveau med de vurderede værdier i tabel 3.1 og 3.2, og er derfor ikke angivet her i nuværende datablad. En enkelt BCF-værdi for en saltvandsart, krebsdyret *Rhepoxynius abronius*, er angivet i EXOTOX-databasen med en BCF på 26.786 l/kg fra studiet Boese et al. (1999). Studiet er ikke vurderet i nuværende datablad, men det bemærkes at værdien ligger på niveau med ferskvandskrebsdyret *P. hoyi* angivet i tabel 3.2. I den åbne litteratur er fundet et par nyere studier, begge på ferskvandslevende fisk. El-Amraani et al. (2013) angiver en log BCF for larver af fisken *Danio rerio* på 3,31-3,34 (svarende til en BCF på 2042-2188), mens Xia et al. (2015) angiver en BAF på 640 for *D. rerio* og en BAF på 743 for cichlider (fisk fra familien Cichlidae). Disse værdier er således på niveau med værdierne angivet for fisk i tabel 3.1 og 3.2.

Ud fra BCF angivet i både tabel 3.1 og 3.2 kan det konkluderes at anthracen har et potentiale for at biokoncentrere i vandlevende organismer.

Derudover er der i den åbne litteratur fundet bioakkumuleringsdata (BAF) fra feltstudier. Resultaterne fra disse er opsummeret i tabel 3.3.

Tabel 3.3. Værdier for BAF for vandlevende organismer.

Taksonomisk gruppe	Art	BAF	Lokation for prøvetagning	Reference
Alger	Fytoplankton	252 ^a	Hongze-søen	Wu og Tao, 2021
Krebsdyr	Zooplankton, herbivore	661 ^b	Det Liguriske Hav	Rivoira et al., 2022
Krebsdyr	Zooplankton, carnivore	2291 ^b	Det Liguriske Hav	Rivoira et al., 2022
Krebsdyr	Zooplankton	215 ^a	Hongze-søen	Wu og Tao, 2021
Krebsdyr	<i>Helice tientsinensis</i>	1308 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Krebsdyr	<i>Fenneropenaeus chinensis</i>	1012 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Krebsdyr	<i>Eriocheir sinensis</i>	463 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Krebsdyr	<i>Callinectes sapidus</i>	7130 ^{c,d}	Passaic River	Khairy et al., 2014
Bløddyr	<i>Macra veneriformis</i>	2558 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Fisk	<i>Lepomis macrochirus</i>	561 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Lepomis gibbosus</i>	1032 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Hybognathus regius</i>	2415-19.950 ^{c,d}	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Fundulus diaphanus</i>	420 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Fundulus heteroclitus</i>	1540 ^{c,d}	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Esox americanus</i>	150 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Anguilla rostrata</i>	940-1500 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Morone saxatilis</i>	336-1296 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Morone americana</i>	2960-7600 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Menidia menidia</i>	4200-5520 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014

Fisk	<i>Dorosoma cepedianum</i>	4180 ^c	Passaic River	Khairy et al., 2014
Fisk	<i>Acanthogobius hasta</i>	1145 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2014
Fisk	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	1086 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Fisk	<i>Sphyraenus</i>	8584 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Fisk	<i>Lateolabrax japonicus</i>	909 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Fisk	<i>Clarias fuscus</i>	2453 ^a	Den Gule Flod	Zhang et al., 2015
Fisk	<i>Diapterus rhombeus</i>	901 ^a	Paranagua-bugten	Froehner et al, 2018
Fisk	<i>Bardiela ranchus</i>	1149 ^a	Paranagua-bugten	Froehner et al., 2018
Fisk	<i>Cynoscion leiarchus</i>	3373 ^a	Paranagua-bugten	Froehner et al., 2018
Fisk	<i>Eucinostomus argenteus</i>	686 ^a	Paranagua-bugten	Froehner et al., 2018

^a Beregnet ud fra koncentrationer i vand og biota angivet i artikel.

^b Beregnet ud fra log BAF angivet i artikel.

^c Beregnet ud fra BAF i l/kg lipid samt lipidindhold i fisk angivet i artikel.

^d Khairy et al. (2014) kommenterer, at de høje BAF-værdier for de bentiske omnivore arter (*Hybognathus regius*, *Fundulus heteroclitus* og *Callinectes sapidus*) antages at skyldes indtag af sedimentpartikler. Disse værdier vurderes derfor at være usikre.

Ud fra data for bioakkumulering kan det konkluderes at anthracen har potentiale for at bioakkumulere, da BAF værdier (se tabel 3.3) er over 100.

Der er i den åbne litteratur fundet nyere studier på biomagnificering af anthracen. Et studie angiver en trofisk magnificeringsfaktor (TMF) i fisk på 1,35 (Wang et al., 2012), hvilket indikerer en ophobning af stoffet i fødekæden. TMF-værdien fra dette studie er dog ikke statistisk signifikant. Et andet studie angiver ligeledes BMF-værdier over 1 for anthracen for en rovfisk (*Clarias fuscus*) samt for vandlevende fugle (*Ardea purpurea*, *Laurus saundersi*, *Egretta garzetta*) (Zhang et al., 2015). Andre studier har dog ikke fundet biomagnificering af anthracen. Wu og Tao (2021) undersøgte bioakkumulering i plankton og fandt ingen biomagnificering fra fytoplankton til zooplankton. Xia et al. (2015) undersøgte effekten af prædation på bioakkumulering af PAH og fandt ingen effekt af prædation, idet BAF-værdier for hhv. zebrafisk og cichliden med prædation ikke var signifikant forskellige fra BAF-værdier uden prædation (udelukkende vandeksponering).

Samlet set vurderes det, at anthracen biokoncentrerer og bioakkumulerer i vandlevende organismer, men at der ikke er tilstrækkeligt evidens til at konkludere at anthracen også biomagnificerer, hvorfor ophobning i fødekæden ikke medtages ved udledning af kvalitetskriterier i biota.

Anthracen opfylder hermed kriteriet for bioakkumulering (B) jf. forordning (EF) nr. 1272/2008 samt delegeret forordning (EU) nr. 2023/707), da der forelægger BCF værdier i vandlevende organismer på over 2000.

3.3 Naturlig forekomst

Anthracen findes i fossile brændsler, eksempelvis olie, og frigives til miljøet ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale (EU RAR, 2008), såsom træ og andet plantemateriale, kul, olie m.m., herunder ved naturlig forekommende hændelser som eks. skovbrænde og vulkanudbrud.

Øvrige kilder til anthracen i miljøet er de menneskeskabte udledninger, såsom olieudslip, skibstrafik (tidligere anvendt i træbeskyttelsesmidler), spildevand og emissioner fra forbrænding og industrielle processer. Disse anses som de vigtigste kilder til PAH'er i miljøet (Yang et al., 2016).

I vandmiljøet forventes anthracen at adsorberes til sediment og opslemmet materiale grundet stoffets relativt høje sediment/vand-fordelingskoefficient (K_{OC} omkring 29000, se tabel 2.1).

OSPAR har fastsat baggrundskoncentrationer (Background Concentration, BC) for forurenende stoffer i sediment, defineret som koncentrationen af et forurenende stof i et uberørt eller afsidesliggende område. For naturligt forekommende stoffer som PAH'er, er BC typisk koncentrationen i uforurenede områder i OSPAR-området, og er udledt ved bestemmelse af præindustrielle PAH-koncentrationer i dybe sedimentkerner. For at gøre sammenligning af indsamlet data med BC muligt, har OSPAR desuden udviklet vurderings-baggrundskoncentrationer (Background Assessment Concentration, BAC). Observerede koncentrationer siges at være "tæt på baggrundskoncentrationen", hvis gennemsnitskoncentrationen er statistisk signifikant lavere end den tilsvarende BAC. For anthracen er BC fastsat til 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt (tv), mens BAC er sat til 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tv (OSPAR, 2009). Begge værdier er normaliseret til 2,5% OC og svarer til BC på 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tv og BAC på 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tv ved 5% OC eller hhv. 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tv \times foc og 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tv \times foc.

4 Toksicitetsdata

Anthracen betragtes som et stof med PBT-egenskaber. Der forligger NOEC-værdier fra 0,0012 til 0,012 mg/l fra tre langtidstests med fisk, og for krebsdyret *Daphnia magna* er der observeret en 21d-NOEC på ca. 0,002 mg/l. Derudover ses akut toksicitet over for alger med EC₅₀-værdier fra 0,004 til 2,53 mg/l. Den mest følsomme art er krebsdyret *Daphnia pulex* med en 48t-LC₅₀ på 0,001 mg/l under sollys (ECHA, 2008). Anthracen opfylder dermed kriteriet for toksicitet (T) (NOEC < 0,01 mg/l jf. forordning (EF) nr. 1272/2008 samt delegeret forordning (EU) nr. 2023/707).

4.1 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Dataomfanget for toksiciteten af anthracen over for sedimentlevende organismer er begrænset. Der er ved en litteratursøgning efter nyere data i 2023 ikke fundet andet data end det allerede angivet i EU's datablad fra 2011 (EU EQS, 2011).

Der haves derved toksicitetsdata for tre sedimentlevende ferskvandsarter (*Lumbriculus variegatus*, *Hyalella azteca* og *Chironomus riparius*) repræsenterende tre forskellige taksonomiske grupper (orme, krebsdyr og insekter), det er dog kun kronisk data som anvendes i beregningerne af et sedimentkvalitetskriterie, hvorved der kun haves data for to forskellige taksonomiske grupper (orme og insekter).

Der er ikke fundet toksicitetsdata for marine sedimentlevende arter.

Tabel 4.1 sammenstiller de tilgængelige toksicitetsdata, hvoraf det ses at orme ser ud til at være de mest følsomme med laveste effektværdi, EC₁₀, for reproduktion på 1,2 mg/kg tørvægt ved 5% organisk karbon.

Tabel. 4.1. Toksicitet over for sedimentlevende organismer.

Arter	Varighed (dage)	Effekt	Værdi (mg/kg tørvægt)	Værdi (mg/kg tørvægt) (5% OC)	Bemærkning	Reference	Troværdigheds-score (1-4)
Orme <i>Lumbriculus variegatus</i>	28	EC ₁₀ , Reproduktion	3,0 ^a	1,2	Naturligt sediment, 12-14% OC, 15,5% ler.	Paumen et al., 2008b	2 ^b
Krebsdyr <i>Hyalella azteca</i>	10	LC ₅₀ , Dødelighed	3,332	43	Sediment fra fersk vandløb, 0,39% OC, 35% sand, 30% silt, 20% sten, 15% ler.	Hatch & Burton Jr., 1999	1-2 ^c 2 ^b
Insekter <i>Chironomus riparius</i>	28	LC ₁₀ , Dødelighed	8,4 ^d	4,3	Naturligt spiket sediment, 9,41% OC.	Bleeker et al., 2003	1-2 ^c 2 ^b
<i>Chironomus riparius</i>	28	NOEC, Fremkomst	5,7 ^e	2,2	Naturligt sediment,	Paumen et al., 2008a	2 ^b

					12-14% OC, 15,5% ler.	
--	--	--	--	--	-----------------------	--

^a Omregnet fra 17 µmol/kg tørvægt ved at gange med molekylvægten for anthracen på 178,23 g/mol.

^b Troværdighedsscore angivet i Verbruggen (2012)

^c Troværdighedsscore fra EU RAR (2008) refereret i EU EQS (2011)

^d Omregnet fra 47 µmol/kg tørvægt (aflæst på figur 3.2 i Bleeker et al., 2003) ved at gange med molekylvægten for anthracen på 178,23 g/mol.

^e Omregnet fra 32 µmol/kg tørvægt (aflæst på figur 1 i Pauman et al., 2008a) ved at gange med molekylvægten for anthracen på 178,23 g/mol. Ved 81 µmol/kg tørvægt ses en signifikant forskel fra kontrollen (defineres som LOEC – *lowest observed effect concentration*). Punktet før LOEC (defineres som NOEC – *no observed effect concentraion*) er aflæst til 32 µmol/kg tørvægt.

4.2 Toksicitet over for pattedyr og fugle

I EU RAR (2008) angives akut og kronisk data for pattedyr. De relevante effektkoncentrationer er sammenstillet i tabel 4.2. Der er ikke i EU RAR angivet data for fugle.

Der er i 2023 foretaget søgning i ECOTOX, eChemPortal, CompTox, på US EPA's hjemmeside samt i den åbne litteratur, men der er ikke fundet yderligere relevante effektkoncentrationer for hverken fugle eller pattedyr.

Tabel 4.2. Akut og kronisk toksicitetsdata for pattedyr EU RAR (2008).

Art	Varighed	Effekt	Værdi	Reference
Rotte	Ikke angivet	LD ₅₀ , akut oral toksicitet	8,12 g/kg	Mellon Institute (1977) beskrevet i EU RAR (2008)
Rotte	Hele levetiden, gentagen dosering	NOAEL, kronisk oral toksicitet	50 mg/kg lgv/dag	Schmahl (1955) beskrevet i EU RAR (2008)
Mus	90 dage, gentagen dosering	NOAEL, subkronisk oral toksicitet	1000 mg/kg lgv/dag ^a	US EPA (1989) beskrevet i EU RAR (2008)

^a I EU registreringsdossieret angives effektværdien i første omgang som mg/kg, men det fremgår af den videre anvendelse af værdien, at enheden må være mg/kg lgv/dag.

Det kommenteres i EU RAR (2008), at selvom effektværdien for mus (1000 mg/kg lgv/dag) kommer fra et 90 dages studie (og dermed er subkronisk), så betragtes den som mere pålidelig end effektværdien fra rotteforsøget (50 mg/kg lgv/dag). Derfor anvendes effektkoncentrationen på 1000 mg/kg lgv/dag fra studiet på mus i beregningen af biotakvilitetskriteriet for sekundær forgiftning (afsnit 6.3).

4.3 Toksicitet over for mennesker

Anthracen har ikke nogen harmoniserede klassificeringer, men den har en selvklassificering for at være mistænkt kræftfremkaldende (se tabel 1.1).

En arbejdsgruppe under IARC, det internationale agentur for kræftforskning, har undersøgt de kræftfremkaldende egenskaber for anthracen, og kommer frem til en klassificering for stoffet som mistænkt for at være kræftfremkaldende over for mennesker (Carc. 2B). Den fulde videnskabelige vurdering er endnu ikke publiceret (Cattley et al., 2023).

IRIS databasen (IRIS, 1990) angiver en referencedosis (RfD) på 0,3 mg/kg/dag. Værdien er baseret på en NOEL (No Observed Effect Level) på 1000 mg/kg/dag og en usikkerhedsfaktor på 3000. NOEL-værdien er fra et studie på mus (US EPA, 1989, også angivet i tabel 4.2), hvor grupper af 20 hanner og hunner ved oral gavage blev eksponeret for anthracen i doserne 0, 250, 500 eller 1000 mg/kg/dag i mindst 90 dage. En række endpoints blev undersøgt, men der blev ikke fundet nogen effekter relateret til eksponeringen af anthracen, hvorved NOEL er sat til højeste testkoncentration. Usikkerhedsfaktoren på 3000 er den samlede faktor bestemt ud fra: en faktor 10 for at ekstrapolere mellem arter, en faktor 10 for at tage højde for variabilitet inden for samme art og en faktor 30 for at ekstrapolere til kroniske effekter.

I en rapport fra RIVM (Baars et al., 2001) kommer de frem til en TDI for anthracen på 0,04 mg/kg/dag ud fra at det ikke forventes at anthracen har kræftfremkaldende egenskaber.

Der er ikke fundet øvrige RfD, TDI eller ADI-værdier for anthracen.

5 Andre effekter

Der er ikke fundet øvrige effekter for anthracen.

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

Kvalitetskriterierne er fastsat i overensstemmelse med EU's Guidance Document no. 27: Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK) og Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

EU har ved Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af Direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken fastsat kvalitetskrav for anthracen i vandmiljøet. Kvalitetskravene er implementeret i dansk lovgivning ved Bekendtgørelse nr. 1625 af 19/12/2017 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand:

Generelle vandkvalitetskrav:	Indlandsvand:	0,1 µg/l
	Andet overfladevand:	0,1 µg/l
Maksimumkoncentration:	Indlandsvand:	0,1 µg/l
	Andet overfladevand:	0,1 µg/l

Det bemærkes at den tidligere gældende maksimumskoncentrationen (eller korttidsvandkvalitetskriteriet) var 0,4 µg/l, men denne blev ved opdatering af EU databladet i 2011 ændret til det nuværende gældende krav på 0,1 µg/l, da toksiciteten induceret af sollys (ultraviolet lys) blev taget med i betragtning ved opdatering af databladet i 2011.

6.2 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Jf. TGD (EU, 2018) skal der udledes et sedimentkvalitetskriterie (SKK), hvis $\log K_{OC}$ eller $\log K_{OW} \geq 3$, eller hvis der er anden evidens for høj toksicitet over for sedimentlevende organismer. For anthracen er både $\log K_{OC}$ og $\log K_{OW} \geq 3$ (hhv. 4,5 og 4,7), hvorved kriteriet, der trigger udledning af et sedimentkvalitetskriterie, er opfyldt.

Laveste kroniske effektværdi er fundet for ferskvandsormen *Lumbriculus variegatus* (se tabel 4.1), hvor effektværdien, EC_{10} , er bestemt til 3,0 mg/kg tørvægt (tv) med et sediment indeholdende 12-14% organisk karbon (OC) (Paumen et al, 2008b). Omregnet til et EU standard sediment svarer værdien til 1,2 mg/kg tv (5% OC). Denne værdi anvendes i beregningerne af SKK.

Da der haves kronisk toksicitetsdata for to arter repræsenterende to forskellige taksonomiske grupper bør der jf. TGD tabel 11 s. 101 (EU, 2018) anvendes en usikkerhedsfaktor på 50, når SKK for ferskvand bestemmes:

$$\begin{aligned} \text{SKK}_{\text{ferskvand}} &= 1,2 \text{ mg/kg tv} / 50 = 0,024 \text{ mg/kg tv} = \mathbf{24 \mu\text{g/kg tv (5\% OC)}} \\ &= 24 \mu\text{g/kg tv} / 0,05 = \mathbf{480 \mu\text{g/kg tv} \times f_{oc}} \end{aligned}$$

Der er ikke fundet toksicitetsdata for marine sedimentlevende organismer, hvorved datasættet for ferskvandssediment anvendes.

Jf. TGD tabel 13 s. 110 (EU, 2018) bør der anvendes en usikkerhedsfaktor på 500, dog tillader fodnote a til tabellen, at samme usikkerhedsfaktor for ferskvandssediment kan anvendes for det marine sediment, hvis der for det akvatiske datasæt (dvs. organismer levende i vandsøjlen) er overbevisende evidens for, at marine organismers følsomhed er tilstrækkelig dækket af det for ferskvandsarterne. En sådan dokumentation skal være baseret på kroniske data, samt skal det omfatte data for specifikke marine taksonomiske grupper.

I EU databladet fra 2011 (EU EQS, 2011) er vandkvalitetskriterierne for fersk- og saltvand begge baseret på samme effektværdi for en ferskvandslevende art og samme usikkerhedsfaktor, da der ikke forventes at være forskel mellem fersk- og saltvand i forhold til følsomheden over for eksponeringen til anthracen. Vurderingen i EU databladet er baseret på EU risikovurderingsrapporten fra 2008 (EU RAR, 2008). Der er dog ikke præsenteret statistiske test for følsomheden, hverken i risikovurderingsrapporten eller i EU databladet. I forbindelse med revurderingen af nuværende datablad, er der ud fra de troværdige kroniske data angivet i EU databladet foretaget en Mann Whitney U test, for at se om der statistisk set er en forskel i følsomheden mellem fersk- og saltvandslevende arter (se resultater i bilag A). Datasættet indeholder dog kun to marine arter, men disse er tilhørende to specifikke marine taksonomiske grupper. Ud fra testen ser det ikke ud til, at der er forskel i sensitiviteten mellem fersk- og saltvandslevende arter. Samme test blev også foretaget for det akutte datasæt, da dette indeholdt flere saltvandslevende arter, og her var der statistisk set heller ingen forskel.

Netop argumentet om at der ikke forventes følsomhedsforskelle mellem fersk- og saltvandslevende arter i vandsøjlen, samt reference til den strukturelt lignende PAH, fluoranthen, hvor sedimentkriterierne er ens (dvs. $SKK_{\text{ferskvand}} = SKK_{\text{saltvand}}$), anvender EU databladet som argument til at samme usikkerhedsfaktor anvendt for bestemmelse af SKK for ferskvand også kan anvendes for bestemmelse af SKK for saltvand.

Ud fra argumentationen i risikovurderingsrapporten og EU databladet, samt resultaterne af Mann Whitney U testen vælges der i nuværende datablad at følge samme fremgangsmåde, hvorved en usikkerhedsfaktor på 50 også anvendes ved bestemmelse af SKK for saltvand:

$$\begin{aligned} SKK_{\text{saltvand}} &= 1,2 \text{ mg/kg tv} / 50 = 0,024 \text{ mg/kg tv} = \mathbf{24 \mu\text{g/kg tv (5\% OC)}} \\ &= 24 \mu\text{g/kg tv} / 0,05 = \mathbf{480 \mu\text{g/kg tv} \times foc} \end{aligned}$$

Anthracen har en affinitet for at binde til partikler og organisk materiale ($\log K_{oc} > 3$, se tabel 2.1) i miljøet. Dette betyder, at jo mere organisk materiale, der er tilstede, jo mere af det tilstedeværende anthracen (og generelt PAH) bindes til sedimentet/jorden, hvorved en mindre andel vil være biotilgængeligt for optag i de bentiske organismer (Yang et al., 2010; Li et al., 2022; Jesus et al., 2022). Derfor er overstående bestemte SKK-værdier normaliseret til fraktionen af OC.

6.3 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning ($BKK_{\text{sek.forgiftn.}}$)

Anthracen har en BCF, der er betydeligt større end 100 (jf. afsnit 3.2) samt en $\log K_{ow}$, der er større end 3 ($\log K_{ow} = 4,65$ ved 20 °C jf. afsnit 2). Der skal derfor ifølge TGD (EU, 2018) beregnes et kvalitetskriterium for biota ($BKK_{\text{sek.forgiftn.}}$).

Som angivet i afsnit 4.2, er den mest pålidelige kroniske effektkoncentration for pattedyr (mus) en NOAEL på 1000 mg/kg lgv/dag.

Effektkoncentrationen energinormaliseres ved brug af metode A, da effektkoncentrationen på 1000 mg/kg lgv/dag er opgivet i daglig dosis (EU, 2018, s. 85). Først beregnes det daglige energibehov (DEE) ved følgende formel:

$$\text{Log DEE} = 0,8136 + 0,7149 \times \log(\text{lgv [g]})$$

Vægten for musene er ikke angivet i EU RAR (2008), hvor der refereres til forsøgsrapporten (US EPA, 1989), men ud fra en standard vækstkurve³ for CD-1 (ICR)BR mus, antages at gennemsnitvægten for gruppen af anvendte mus er 35 g:

$$\begin{aligned}\text{Log DEE} &= 0,8136 + 0,7149 \times \log(35) = 1,9175 \\ \text{DEE} &= 10^{1,9175} = 82,7 \text{ kJ/d}\end{aligned}$$

Det daglige energibehov anvendes til at energinormalisere effektkoncentrationen, hvor følgende formel anvendes (legemsvægt skal her angives i kilogram):

$$K_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] = \text{dosis} \times (\text{lgv}/\text{DEE})$$

$$K_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] = 1000 \text{ mg/kg lgv/d} \times (0,035 \text{ kg} / 82,7 \text{ kJ/d}) = 0,4232 \text{ mg/kJ}$$

Det fremgår af TGD (EU, 2018), at for hydrofobe stoffers ophobning i fedtvæv, vil musling ved en given vandkoncentration have en højere energinormaliseret koncentration end fisk (trofisk niveau 4), hvis TMF/BMF (lipid) er mindre end 0,8. Anthracen forventes ikke at biomagnificere, men det er usikkert om TMF er mindre end 0,8. Derfor kan det ikke antages at musling vil have en højere energinormaliseret koncentration af anthracen end fisk, og beregningen af BKK udføres derfor for både fisk og musling.

Den energinormaliserede effektkoncentration omregnes til en koncentration i det kritiske fødeemne, hvor der tages højde for vandindholdet (74% for fisk og 92% for musling) samt energiindholdet (21 kJ/g_{tv} for fisk og 19 kJ/g_{tv} for musling). Følgende formel anvendes til beregningen:

$$K_{\text{fødeemne}} [\text{mg/kg}_{\text{vv}}] = K_{\text{energinormaliseret}} \times \text{energiindhold}_{\text{fødeemne, tv}} \times (1 - \text{vandindhold}_{\text{fødeemne}})$$

$$\text{Fisk: } K_{\text{fisk}} [\text{mg/kg}_{\text{vv}}] = 0,4232 \text{ mg/kJ} \times 21.000 \text{ kJ/kg} \times (1 - 0,74) = 2311 \text{ mg/kg}_{\text{vv}}$$

$$\text{Musling: } K_{\text{musling}} [\text{mg/kg}_{\text{vv}}] = 0,4232 \text{ mg/kJ} \times 19.000 \text{ kJ/kg} \times (1 - 0,92) = 643 \text{ mg/kg}_{\text{vv}}$$

Effektkoncentration stammer fra et studie med en varighed på 90 dage, hvorfor studiet betragtes som værende subkronisk, og der anvendes en ekstrapoleringsfaktor på 3 jf. TGD tabel 9 (EU, 2018, s. 88). Der anvendes endvidere en usikkerhedsfaktor på 10 (tabel 10) for at ekstrapolere fra laboratorieforsøg til miljøet (EU, 2018, s. 89):

³ Der anvendes en gruppe af 20 mus, både hanner og hunner. Ud fra kurven på følgende link: <https://www.criver.com/products-services/find-model/cd-1r-igs-mouse?region=3616>, vurderes at en gennemsnitvægt for gruppen kan antages at være cirka 36 g.

Fisk: $BKK_{\text{sek. forgiftn., fisk}} = 2311 \text{ mg/kg}_{\text{vv}} / 3 / 10 = 77 \text{ mg/kg}_{\text{vv}} = 77.000 \text{ }\mu\text{g/kg}_{\text{vv}}$
Musling: $BKK_{\text{sek. forgiftn., musling}} = 643 \text{ mg/kg}_{\text{vv}} / 3 / 10 = 21 \text{ mg/kg}_{\text{vv}} = 21.000 \text{ }\mu\text{g/kg}_{\text{vv}}$

6.4 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

Anthracen har ikke nogen harmoniserede klassificeringer, men stoffet har en selvklassificering som mistænkt kræftfremkaldende, og dertil har IRAC også for nyligt klassificeret stoffet som at være mistænkt kræftfremkaldende. Anthracen anses også som værende bioakkumulerbart, og det vurderes derfor relevant at bestemme et kriterie for human konsum (HKK).

Der er jf. afsnit 4.3 fundet en RfD på 0,3 mg/kg/dag og en TDI på 0,04 mg/kg/dag for anthracen. Laveste værdi anvendes i beregningen af HKK:

$$HKK = (0,2 \times TDI) / 0,0163 = (0,2 \times 0,04 \text{ mg/kg/dag}) / 0,0163 = 0,49 \text{ mg/kg føde} = 490 \text{ }\mu\text{g/kg føde}$$

EU databladet (EU EQS, 2011) kommer frem til et kriterie for human konsum på 2434,8 $\mu\text{g/kg}$ føde også baseret på TDI-værdien på 0,04 mg/kg/dag udledt af RIVM (se afsnit 4.3). Kriteriet er dog sat ud fra en allokeringsfaktor på 10%, som er følgende en ældre vejledning. Jf. TGD fra 2018 (EU, 2018) sættes allokeringsfaktoren til 20%, som vil ændre kriteriet til 490 $\mu\text{g/kg}$ føde, hvilket er samme værdi som udledt ovenfor.

Den anvendte TDI-værdi noteres i EU databladet at være acceptabelt at anvende så længe anthracen anses for ikke at være kræftfremkaldende. Anthracen har kun selvklassificeringer for at være mistænkt kræftfremkaldende, og data herfor er begrænset. Derfor vurderes overstående udledte HKK passende, men bør revurderes, hvis klassificeringen ændrer sig eller hvis der kommer nyere data, som påviser at stoffet er kræftfremkaldende.

6.5 Vandkvalitetskriterium baseret på $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ og HKK

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der laves en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne ($BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ og HKK) til en vandkoncentration ($BKK_{\text{sek. forgiftn., vand}}$ og HKK_{vand}), for at se om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter, også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden, samt beskytter mod forgiftning ved human konsum af fiskeriprodukter.

Ved tilbageregningen af $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ anvendes BCF for det kritiske fødeemne. Udregning er efter følgende formel (EU, 2018, s.95):

$$BKK_{\text{sek. forgiftn., vand}} = BKK_{\text{sek. forgiftn.}} / BCF$$

I dette tilfælde foretages beregningen for både fisk og musling. Den højeste BCF-værdi for muslinger er på 3802 l/kg (normaliseret til 1% fedtindhold i musling), mens den højeste BCF-værdi for fisk er for fiskearten *Pimephales promelas* med en BCF på 6760 l/kg:

Fisk: $BKK_{\text{sek. forgiftn., fisk, vand}} = 77.000 \text{ }\mu\text{g/kg vådvægt} / 6760 \text{ l/kg} = 11,4 \text{ }\mu\text{g/l}$
Musling: $BKK_{\text{sek. forgiftn., musling, vand}} = 21.000 \text{ }\mu\text{g/kg vådvægt} / 3802 \text{ l/kg} = 5,5 \text{ }\mu\text{g/l}$

Ved tilbageregningen af HKK anvendes højeste BCF-værdi på 6760 l/kg for fisk (samt et geometrisk gennemsnit af alle BCF for fisk), da det vurderes ikke at være relevant for størstedelen af den danske befolkning at anvende en BCF-værdi for musling, da det vurderes at de færreste får dækket deres konsum af fiskeriprodukter udelukkende ved indtagelse af muslinger og andre bløddyr.

$$\text{HKK}_{\text{vand}} = 490 \mu\text{g/kg føde vådvægt} / 6760 \text{ l/kg} = 0,072 \mu\text{g/l}$$

$$\text{HHK}_{\text{vand, gm}} = 490 \mu\text{g/kg føde vådvægt} / 2194 \text{ l/kg} = 0,2 \mu\text{g/l}$$

Vandkvalitetskriteriet for både fersk- og saltvand er EU fastsat og bestemt til 0,1 $\mu\text{g/l}$. Ifølge overstående er $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn., vand}}$ højere end vandkvalitetskriteriet, hvilket betyder at vandkvalitetskriteriet sikrer beskyttelse af sekundær forgiftning. For HKK_{vand} ligger værdien lige under vandkvalitetskriteriet ved anvendelse af højeste BCF for fisk (worst case) og lige over vandkvalitetskriteriet ved anvendelse af et geometrisk gennemsnit for alle BCF for fisk angivet i afsnit 3.2. Det antages derfor også at vandkvalitetskriteriet sikre beskyttelse af human konsum, da værdierne for tilbageregningen ligger på niveau med vandkvalitetskriteriet.

7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er udregnet for anthracen i nuværende datablad:

Sedimentkvalitetskriterium

SKK_{ferskvand} 24 µg/kg tørvægt (5% OC)
480 µg/kg tørvægt × foc

SKK_{saltvand} 24 µg/kg tørvægt (5% OC)
480 µg/kg tørvægt × foc

Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK_{sek.forgiftn.} 77 mg/kg fisk vådvægt
21 mg/kg musling vådvægt

Biotakvalitetskriterium, human konsum

HKK 490 µg/kg føde vådvægt

8 Referencer

Ankley, G.T., Erickson, R.J., Sheedym B.R., Kosian, P.A., Mattson, V.R. & Cox, J.S. (1997). Evaluation of models for predicting the phototoxic potency of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Aquatic toxicology*, 37, 37-50. Beskrevet i EU EQS (2011).

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L. & Zeilmaker, M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025, <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>

Bleeker, E., Wiegman, S., Droge, S., Kraak, M. & Van Gestel, C. (2003). Towards an improvement of the risk assessment of polycyclic (hetero)aromatic hydrocarbons. 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, Amsterdam, Report 2003-01 (UvA)/Report 2003-04 (VU).

Boese, B.L., Ozretich, R.J., Lamberson, J.O., Swartz, R.C., Cole, F.A., Pelletier, J. & Jones, J. (1999). Toxicity of Phototoxicity of Mixtures of Highly Lipophilic PAH Compounds in Marine Sediment: Can the SigmaPAH Model be Extrapolated? *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*36(3): 270-280.

Cattley, R.C., Kromhout, H., Sun, M., Tokar, E.J., Abdallah, M.A.-E., Bauer, A.K., Broadwater, K.R., Campo, L., Corsini, E., Houck, K.A., Ichihara, G., Matsumoto, M., Morais, S., Mráz, J., Nomiyama, T., Ryan, K., Shen, H., Toyoda, T., Vähäkangas, K., Yakubovskaya, M.G., Yu, I.J., DeBono, N.L., de Conti, A., Ghissassi, F.E., Madia, F., Heidi Mattock, H., Pasqual, E., Suonio, E., Wedekind, R., Benbrahim-Tallaa, L. & Schubauer-Berigan, M.K. (2023). Carcinogenicity of anthracene, 2-bromopropane, butyl methacrylate, and dimethyl hydrogen phosphite. *The Lancet Oncology*, 24(2): 431-432.

De Maagd, P.J. (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons: Fate and effects in aquatic environment. Ph.D. thesis, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands. Beskrevet i EU RAR (2008).

De Voogt, P., Van Hattum, B., Leonards, P., Klamer, J.C. & Govers, H. (1991). Bioconcentration of polycyclic heteroaromatic hydrocarbons in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Aquat. toxicol.*, 20 (3), 169-94. Beskrevet i EU RAR (2008).

Duxbury, C.L., Dixon, D.G. & Greenberg, B.M. (1997). Effects of simulated solar radiation on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by the duckweed *Lemna gibba*. *Environmental toxicology and chemistry*, 16 (8), 1739-1748. Beskrevet i EU EQS (2011).

ECHA (2008). Member State Committee – Support Document for Identification of Anthracene as a Substance of Very High Concern. <https://echa.europa.eu/da/candidate-list-table/-/dislist/details/0b0236e1807d8567>

ECHA (2020). Virksomheders registreringsdossier for Anthracene, <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/2151/1/1> – sidst tilgået 10. maj 2023.

ECHA (2023). Substance Infocard for Anthracene. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.003.974> – sidst tilgået 10. maj 2023.

EF (2008). Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) Nr. 1272/2008 af 16. december 2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger og om ændring og ophævelse af direktiv 67/548/EØF og 1999/45/EF og om ændring af forordning (EF) nr. 1907/2006.

El-Amrani, S., Sanz-Landaluze, J., Gunea, J. & Cámara, C. (2013). Rapid determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in zebrafish eleutheroembryos as a model for the evaluation of PAH bioconcentration. *Talanta* 104, 67-74.

EU (2000). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger af 23. oktober 2000.

EU (2008). ECHA: Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment (https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69)

EU (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards.

(<https://circabc.europa.eu/sd/a/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>)

EU (2023). Kommissionens Delegerede Forordning (EU) 2023/707 af 19. december 2022 om ændring af forordning (EF) nr. 1272/2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger.

EU EQS (2011). EU datablad med miljøkvalitetskriterier for anthracen. <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/60c3c0c0-ea7b-4aa6-81ca-91241a251a79/details>

EU RAR (2008). European Union Risk Assessment Report for Anthracene. (CAS no. 120-12-7, EINECS no. 204-371-1) (Final approved version). Institute for Health and Consumer Protection – European Chemicals Bureau. April, 2008.

Frank, A.P., Landrum, P.F. & Eadie, B.J. (1986). Polycyclic aromatic hydrocarbon: Rates of uptake, depuration, and biotransformation by Lake Michigan *Stylodrilus heringianus*. *Chemosphere*, 15, 317-330. Beskrevet i EU EQS (2011).

Froehner, S., Rizzi, J., Vieira, L.M., Sanéz, J. (2018): PAHs in water, sediment and biota in an area with port activities. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* (2018) 75: 236-246.

Giesy, J.P., Bartell, S.M., Landrum, P.F., Laversee, G.J. & Bowling, J.W. (1982). Fates and biological effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic systems. EPA report IAG, EPA-78-D-X0290. Beskrevet i EU RAR (2008).

Hall, A.T. & Oris, J.T. (1991). Anthracene reduces reproductive potential and is maternally transferred during long-term exposure in fathead minnow. *Aquatic toxicology*, 19 (3), 249-264. Beskrevet i EU EQS (2011).

Hatch, A. C. & Burton Jr., G. A. (1999). Photo-induced toxicity of PAHs to *Hyaella azteca* and *Chironomus tentans*: effects of mixtures and behavior. *Environmental Pollution* 106: 157-167.

IRIS (1990). Intergrated Risk Information System – US EPA. Anthracene, CAS nr. 120-12-7. Sidst opdateret 09/01/1990. https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=434

Jesus, F., Pereira, J.L., Campos, I., Santos, M., Ré, A., Keizer, J., Nogueira, A., Gonçalves, F.J.M., Abrantes, N. & Serpa, D. (2022). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna. *Science of the Total Environment* 820: 153282.

Khairy, M.A., Weinstein, M.P., Lohmann, R. (2014): Trophodynamic behavior of hydrophobic organic contaminants in the aquatic food web of a tidal river. *Environmental Science & Technology* 2014 (48): 12533-12542.

Landrum, P.F. (1982). Uptake, depuration and biotransformation of anthracene by the scud *Pontoporeia hoyi*. *Chemosphere*, 11, 1049-1057. Beskrevet i EU EQS (2011).

Landrum, P.F. (1988). Toxicokinetics of organic xenobiotics in the amphipod *Pontoporeia hoyi*: Role of physiological and environmental variables. *Aquatic toxicology*, 12, 245-271. Beskrevet i EU EQS (2011).

Landrum, P.F. & Scavia, D. (1983). Influence of sediment on anthracene uptake, depuration, and biotransformation by the amphipod *Hyaella azteca*. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 40, 298-305. Beskrevet i EU EQS (2011).

Laversee, G.J (1982). Effects of humic on polycyclic aromatic hydrocarbons: Accumulation by *Daphnia magna* and co-precipitation at estuarine salinities. *Can. J. Fish. Aqua. Sci., Ocean poll. symp.* Beskrevet i EU RAR (2008).

Li, Z., Zhang, M. & Shan, B. (2022). Effects of organic matter on polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine sediments affected by human activities. *Science of the Total Environment* 815: 152570.

Mellon Institute (1977). Range Finding Toxicity Tests on Rabbits and Rats. EPA Doc. No. 86-870001568, Fiche No. OTS0516149. Beskrevet i EU RAR (2008).

Miljøstyrelsen (2004). Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2004.

Miljøstyrelsen (2005). Undersøgelse af eksisterende viden om tilbageholdelse og nedbrydning af PAH og TBT samt tilbageholdelse af sporelementer/tungmetaller til brug ved risikovurdering af kystnære depoter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 33 2005.

Newsted, J.L. & Giesy, J.P. (1987). Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna*, Strauss (Cladocera, crustacea). Environmental toxicology and chemistry, 6 (6), 445-461. Beskrevet i EU EQS (2011).

OSPAR Commission (2009): Background document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010.

Paumen, M.L., Borgman, E., Kraak, M.H.S., van Gestel, C.A.M. & Admiraal, W. (2008a). Life cycle responses of the midge *Chironomus riparius* to polycyclic aromatic compound exposure. Environmental Pollution 152(1): 225-232.

Paumen, M.L., Stol, P., Ter Laak, T.L., Kraak, M.H.S., van Gestel, C.A.M. & Admiraal, W. (2008b). Chronic Exposure of the Oligochaete *Lumbriculus variegatus* to Polycyclic Aromatic Compounds (PACs): Bioavailability and Effects on Reproduction. Environmental Science & Technology 42(9): 3434-3440.

Richardson, B.J., Tse, E.S.C., De Luca-Abbott, S.B., Martin, M. & Lam, P.K.S. (2005). Uptake and depuration of PAHs and chlorinated pesticides by semi-permeable membrane devices (SPMDs) and green-lipped mussels (*Perna viridis*). Marine pollution bulletin, 51, 975-993.

RIITI (1977). Anthracene. The official bulletin of the Ministry of International Trade and Industry. Research Institute of International Trade and Industry (RIITI), Tokyo, Japan. Beskrevet i EU EQS (2011).

Rivoira, L., Castiglioni, M., Nurra, N., Battuello, M., Sartor, R. M., Favaro, L. & Bruzzoniti, M. C. (2022). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in seawater, sediment and biota of neritic ecosystems: Occurrence and partition study in Southern Ligurian Sea. Applied sciences, 12, 2564.

Schmahl, D. (1955). Examination of the carcinogenic action of naphthalene and anthracene in rats. Z. Krebsforsch. 60, 697-710. Beskrevet i EU RAR (2008).

Southworth, G.R., Beauchamp, J.J. & Schmieder, P.K. (1978). Bioaccumulation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. Water research, 12, 973-977. Beskrevet i EU EQS (2011).

Spacie, A., Landrum, P.F. & Liversee, G.J. (1983). Uptake, depuration, and biotransformation of anthracene and benzo[a]pyrene in bluegill sunfish. Ecotoxicol. environ. saf., 7 (3), 330-41. Beskrevet i EU RAR (2008).

US EPA (1989). Subchronic toxicity in mice with anthracene. Final report. Hazelton Laboratories America, Inc. Prepared for the Office of Solid Waste. Beskrevet i EU RAR (2008).

Verbruggen, E.M.J. (2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM Report 607711007/2012.

Wang, D.Q., Yu, Y.X., Zhang, X.Y., Zhang, S.H., Pang, Y.P., Zhang, X.L., Yu, Z.Q., Wu, M.H. & Fu, J.M. (2012). Polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in fish from Taihu Lake: Their levels, sources, and biomagnification. *Ecotoxicology and environmental safety*, 82, 63-70.

Weinstein, J.E. & Polk, K.D. (2001). Phototoxicity of anthracene and pyrene to glochidia of the freshwater mussel *Utterbackia imbecillis*. *Environmental toxicology and chemistry*, 20 (9), 2021-2028. Beskrevet i EU RAR (2008).

Wu, Z. & Tao, Y. (2021). Occurrence, sources, bioaccumulation, and air-water exchange fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in Lake Hongze, China. *Journal of soils and sediments*, 21, 2969-2980.

Xia, X., Li, H., Yang, Z., Zhang, X. & Wang, H. (2015). How does predation affect the bioaccumulation of hydrophobic organic compounds in aquatic organisms? *Environmental science & technology*, 49 (8), 4911-20.

Yang, X., Yu, L., Chen, Z. & Xu, M. (2016). Bioavailability of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Potential Application in Eco-risk Assessment and Source Apportionment in Urban River Sediment. *Scientific Reports*, 6: 23134.

Yang, Y., Zhang, N., Xue, M. & Tao, S. (2010). Impact of soil organic matter on the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils. *Environmental Pollution* 158: 2170-2174.

Zhang, Y., Cui, B., Zhang, Q. & Liu, X. (2015): Polycyclic aromatic hydrocarbons in the food web of coastal wetlands: Distribution, sources and potential toxicity. *Clean - soil, air, water*, 43 (6), 881-891.

Bilag A – Mann Whitney U test

Tabel A.1. Troværdigt kronisk akvatisk data angivet i EU EQS (2011), samt angivelse af rank og datapulje til brug for Mann Whitney U test beregningerne. Kun den laveste værdi for hver art er medtaget.

Datapulje	Ferskvand /Saltvand	Taxa	Art	Effektværdi (mg/l)	Rank
1	Ferskvand	Alge	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	0,0039	7
1	Ferskvand	Alge	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	1,47	21
1	Ferskvand	Alge	<i>Chlorella vulgaris</i>	1,27	20
1	Ferskvand	Alge	<i>Chlorella protothecoides</i>	0,85	19
1	Ferskvand	Plante	<i>Lemna gibba</i>	0,2	16
1	Ferskvand	Krebsdyr	<i>Daphnia pulex</i>	0,001	1
1	Ferskvand	Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	0,0012	2
1	Ferskvand	Bløddyr	<i>Utterbackia imbecilis</i>	0,00193	4
1	Ferskvand	Insekter	<i>Aedes aegypti</i>	0,0268	11,5
1	Ferskvand	Insekter	<i>Culicid mosquito larvae</i>	0,0268	11,5
1	Ferskvand	Insekter	<i>Chironomus riparius</i>	0,0025	5
1	Ferskvand	Fisk	<i>Lepomis macrochirus</i>	0,00127	3
1	Ferskvand	Fisk	<i>Pimephales promelas</i>	0,36	18
1	Ferskvand	Fisk	<i>Oryzias latipes</i>	0,21	17
1	Ferskvand	Amfibier	<i>Rana pipiens</i>	0,025	10
2	Saltvand	Alge	<i>Nitzschia closterium</i>	0,06	13
2	Saltvand	Alge	<i>Isochrysis galbana</i>	0,065	14
2	Saltvand	Alge	<i>Platymonas subcordiformis</i>	0,094	15
2	Saltvand	Bløddyr	<i>Mulinia lateralis</i>	0,00647	8
2	Saltvand	Krebsdyr	<i>Artemia salina</i>	0,02	9
2	Saltvand	Krebsdyr	<i>Mysidopsis bahia</i>	0,0036	6

Tabel A.2. Resultater af Mann Whitney U test.

Parameter	Værdi	Noter
R_1	166	R_1 er sumværdien for alle rankværdier i datapulje 1
R_2	65	R_2 er sumværdien for alle rankværdier i datapulje 2
n_1	15	n_1 er antal værdier i datapulje 1
n_2	6	n_2 er antal værdier i datapulje 2
U_1	44	U_1 er resultatet af test ^a fra datapulje 1
U_2	46	U_2 er resultatet af test ^a fra datapulje 2
U	44	U er den mindste af U_1 og U_2
U'	19	U' aflæses ud fra en tabel ^b (p-værdi = 0,05)

^a Formel under tabel B.2 er anvendt

^b Den anvendte tabel findes via. følgende link: <https://real-statistics.com/statistics-tables/mann-whitney-table/>

For at beregne værdierne af U_1 og U_2 er følgende formel anvendt:

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1 + 1)}{2} - R_1 \quad U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2 + 1)}{2} - R_2$$
$$U = \min(U_1, U_2)$$