



Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Polyklorerede biphenyler (PCB)

PCB28 7012-37-5

PCB52 35693-99-3

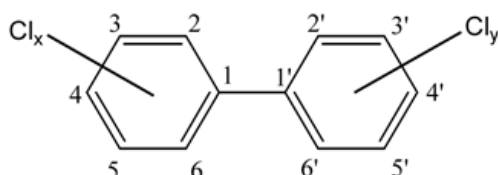
PCB101 37680-73-2

PCB118 31508-00-6

PCB138 35065-28-2

PCB153 35065-27-1

PCB180 35065-29-3



Kriterierne fastsat for PCB₆ herunder er sumkrav.

Sedimentkvalitetskriterium (PCB ₆)	SKK _{ferskvand}	Ikke muligt
Sedimentkvalitetskriterium (PCB ₆)	SKK _{saltvand}	Ikke muligt
Sedimentkvalitetskriterium (PCB118)	SKK	Ikke afledt
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning (PCB ₆)	BKK _{sek.forgiftn., ferskvand}	19,7 µg/kg fisk vådvægt
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning (PCB ₆)	BKK _{sek.forgiftn., saltvand}	0,16 µg/kg fisk vådvægt
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning (PCB118), ΣPCDD+PCDF+PCB-DL	BKK _{sek.forgiftn.}	0,0065 µg/kg TEQ (EU)*
Biota-kvalitetskriterium, human konsum (PCB ₆)	HKK	75 µg/kg fisk vådvægt (EU)*
Biota-kvalitetskriterium, human konsum (PCB118), ΣPCDD+PCDF+PCB-DL	HKK	6,5 ng/kg fisk vådvægt (EU)*

*De EU fastsatte miljøkvalitetskrav er pt. under revision i EU. Der foreligger et endeligt udkast fra februar 2023 på CIRCABC, som skal til forhandling.

Januar 2024

Indhold

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	9
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	11
3 SKÆBNE I MILJØET	12
3.1 NEDBRYDELIGHED	12
3.2 FORDELING I MILJØET	12
3.3 BIOAKKUMULERING	13
3.4 NATURLIG FOREKOMST	15
4 TOKSICITETSDATA	18
4.1 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	18
4.2 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	18
4.3 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	20
5 ANDRE EFFEKTER	22
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	23
6.1 TIDLIGERE VÆRDIER	23
6.2 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	24
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK _{SEK.FORGIFTN.})	26
6.3.1 <i>Ferskvand</i>	26
6.3.2 <i>Saltvand</i>	27
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	28
6.5 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK OG HKK	29
6.6 SEDIMENTKVALITETSKRITERIE BASERET PÅ BKK	29
6.6.1 <i>EqP-metoden</i>	29
6.6.2 <i>BSAF-metoden</i>	30
6.6.3 <i>Konklusion på SKK</i>	31
7 KONKLUSION	32
8 REFERENCER	33

Bilag A: Test data sedimentlevende organismer for PCBer

Bilag B: Non-test data for PCBer

Bilag C: Test data for fugle og pattedyr for PCBer

Bilag D: Struktur af PCBer

Bilag E: Statistiske test

Forord

Et kvalitetskriterium for vandmiljøets sediment og biota er det højeste koncentrationsniveau, ved hvilket der skønnes, ikke at forekomme uacceptable negative effekter på økosystemer.

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

MST 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 videre i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU, 2008).

Der er ikke fastsat et EU vandkvalitetskrav for PCBerne, og det er heller ikke udledt i dette datablad. PCB akkumuleres i organisk materiale og vil ikke være detekterbart i vandfasen, hvorfor det ikke giver mening at fastsætte vandkvalitetskriterier for PCB.

Der er formuleret et EU kvalitetskrav for biota på summen af PCDD + PCDF + PCB (dioxinlignende PCBer) på $0,0065 \mu\text{g TEQ kg vådvægt}^{-1}$ (TEQ: toksicitetsækvivalenter) (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2017), hvorfor der i dette datablad ikke er formuleret et kvalitetskriterie for biota for PCB118, da dette er dækket af EU kvalitetskravet (EU, 2012).

Den seneste litteratursøgning er foretaget i august 2022.

English Summary and conclusions

Polychlorinated biphenyls (PCBs) are a group of man-made chemicals. They are oily liquids or solids, clear to yellow in color, with no smell or taste. PCBs are very stable mixtures that are resistant to extreme temperature and pressure. PCBs were used widely in electrical equipment like capacitors and transformers. Also, they were used in hydraulic fluids, heat transfer fluids, lubricants, and plasticizers. Commercial production of PCBs ended in 1977 because of health effects associated with exposure. PCBs are very persistent in the environment and have a high potential for bioaccumulation and biomagnification.

PCBs consist of 209 different congeners. The PCBs are divided into two main groups: the dioxin-like (DL) PCBs and the non-dioxin-like (NDL) PCBs. The DL-PCBs are of highest concern due to their human health effects.

The seven PCBs in this dossier (PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153, PCB180) are often used as model PCBs. Of these only PCB118 belongs to the group of DL-PCBs whereas the remaining PCBs are NDL-PCBs.

Initially, the following is defined:

PCB₇: covers all seven PCBs: PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153, PCB180

PCB₆: covers the six PCBs: PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153, PCB180, i.e. the dioxin-like PCB118 is not included in PCB₆

No environmental quality standards (EQS) for the DL-PCB (118) is derived in this dossier as this substance is already included in the EQSs set for for biota for dioxins and dioxin-like substances (PCB₇) in EU (EU, 2012).

Most toxicity data are measured for a mixture of PCBs. The individual PCBs will not necessarily be equally toxic and in particular the dioxin-like PCBs are believed to be more toxic than the other PCBs. It is assumed that the toxicity (expressed in EC_x and NOEC) of each of the incoming PCBs in a mixture is the same (both the dioxin-like and the non-dioxin-like), which is considered very conservative. So, it is implicitly assumed that the measured toxicity for the mixture corresponds to the toxicity that would be measured if the test were performed for PCB₆ alone.

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).

Ecotoxicity data have primarily been retrieved from reviews and summary reports. Furthermore, data was found in the following databases: SETAC's database (SETAC Sediment Advisory Group (SEDAG), Spiked Sediment Toxicity Database) and US EPA's database (ECOTOXicology knowledgebase).

It is relevant to derive a QS for sediment-dwelling organisms for the PCBs as the Log K_{ow} for the PCBs is above 3 (5.7-7.4). Further, the PCBs biomagnify in the food web, so it is relevant to derive a biota QS for secondary poisoning.

QS for biota, secondary poisoning

The BCF for the PCBs is significantly above 100 and Log K_{ow} for the PCBs is significantly higher than 3 (5.7-7.4) and it is therefore relevant to derive QS_{sec. pois.}.

The toxicity data for birds and mammals are listed in Appendix C. The data used to establish the QS_{sec. pois.} is shown with bold in Appendix C, the normalized values used in the Species Sensitivity Distribution analysis (SSD) is shown in table 4.2., under the column "Omregnet konc. (µg/kJ)".

Data of a total of 13 species of birds (5) and mammals (8) has been found and therefore an SSD was performed. The EC₁₀ / NOEC values are given in mg/kg and therefore method B in the guidance (page 86-87 in EU, 2018) is followed where the values are first normalized relative to the duration of the test using the assessment factors in table 9 of the guidance (EU, 2018) as well normalized with respect to the energy content of the diet. The normalized data is shown in table 4.2.

Subsequently, an SSD analysis was performed and HC₅ was found to be 0.018 µg/kJ (confidence interval: 0.0039 – 0.67 µg/kJ). By dividing with an assessment factor (AF) of 5, PNEC is derived at 0.0036 µg/kJ.

PNEC is normalized to the critical food item fish (since PCBs biomagnify in the food chain) with an energy content of 21,000 kJ/kg dw, a dry weight content of 26% and a lipid content of 5%, QS_{sec. pois., freshwater} is then calculated to:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sec. pois., freshwater}} &= 0.0036 \mu\text{g/kJ} \times (21000 \text{ kJ/kg dry weight} \times 0.26) = \mathbf{19.7 \mu\text{g/kg fish wet weight}} \\ \text{QS}_{\text{sec. pois., freshwater}} &= 19.7 \mu\text{g/kg fish wet weight} / 0.05 = \mathbf{394 \mu\text{g/kg lipid}} \end{aligned}$$

For saltwater, an additional step in the food chain must be added, according to the guidance (EU, 2018), due to the bioaccumulation and biomagnification in the food chain. A significant variation in the bioaccumulation of the individual PCBs is observed. The following calculations are based on the properties of PCB153, as it is found that PCB153 is the PCB present in the highest concentrations both in sediment and in biota.

The PNEC of 0.0036 µg/kJ is used to calculate a QS for marine mammals with a standard energy content of 23.000 kJ/ kg dry weight, a dry weight content of 32% and a lipid content of 10%:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{marine mammals}} &= 0.0036 \mu\text{g/kJ} \times (23.000 \text{ kJ/kg dry weight vertebrate} \times 0.32) = 0.026 \text{ mg/kg marine mammals wet weight} \\ \text{QS}_{\text{marine mammals}} &= 0.026 \text{ mg/kg marine mammals wet weight} / 0.10 = 0.26 \text{ mg/kg lipid} \end{aligned}$$

Since marine mammals are not fit for the monitoring program, the QS_{marine mammals} is converted into a criteria for fish by dividing with a BMF-value. An average BMF-value for seals was found at 166 kg wet weight/kg wet weight and 20 kg lipid/kg lipid. QS_{sec. pois.} for saltwater is then estimated at:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sec. pois., saltwater}} &= 0.026 \text{ mg/kg marine mammals wet weight} / 166 = \mathbf{0.16 \mu\text{g/kg fish wet weight}} \\ \text{QS}_{\text{sec. pois., saltwater}} &= 0.16 \mu\text{g/kg fish wet weight} / 0.05 = \mathbf{3.2 \mu\text{g/kg lipid}} \end{aligned}$$

QS for sediment

A QS for the sediment was derived from ecotoxicity data for benthic organisms and by a reverse calculation from the QS for biota, secondary poisoning. The lowest value is recommended to be used.

Derivation of QS for sediment using ecotoxicity data

Ecotoxicity data for benthic organisms are shown in Appendix A. The data used to establish the QS_{sed} is shown with bold in Appendix A.

As there are very scarce data for freshwater sediment, the data for freshwater and marine are pooled.

The pooled data contain chronic NOEC-values for seven species representing six overall systematic groups with widely different feeding strategies: Bivalvia, Polychaeta, Oligochaeta, Amphipoda, Copepoda and Decapoda are available. Since the species diversity in sediment is significantly lower than in the water column, seven species from six overall systematic groups is considered sufficient to perform a Species Sensitivity Distribution (SSD) with sediment-living organisms.

The HC₅ was found using the principles of Aldenberg and Jaworska (2000). HC₅ was found at 1.1 mg/kg dry weight (5% OC) (confidence interval 0.06-4.7 mg/kg dry weight). With an assessment factor of 5 used for both fresh- and saltwater. No extra assessment factor was used for saltwater as data for six marine species were available including additional marine taxonomic groups. The QS_{sed} was derived at:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sed}} &= 1.1 \text{ mg/kg dry weight (5\% OC)} / 5 = \mathbf{0.22 \text{ mg/kg dry weight (5\% OC)}} \\ &= 0.22 \text{ mg/kg dry weight} / 0.05 = \mathbf{4.4 \text{ mg/kg OC}} \end{aligned}$$

Derivation of QS for sediment from QS for biota

For very hydrophobic substances such as PCBs the key objective is to protect predatory fish and mammals, and therefore a quality standard for biota (QS_{sec. pois.}) is set. And, when sediment is the primary source of exposure to predatory fish and mammals, the quality standard for sediment (QS_{sed}) should be derived from QS_{sec. pois.} following TGD p. 109 (EU, 2018). Therefore, a recalculation from biota to sediment is made in this dossier. This requires a calculation of the partitioning of the PCBs between biota, water and sediment.

The partitioning of the PCBs between sediment and in biota varies between the various PCBs. As it has been recognised that PCB153 is the PCB present in the highest concentrations both in sediment and in biota, it is chosen to apply the properties of PCB153 in the recalculations. Furthermore, due to the more complex food chain in saltwater - a distinction should be made between freshwater and saltwater.

Freshwater

QS_{sed, freshwater} is calculated by assuming equilibrium between the substance in biota, sediment and in the water phase. The concentration of PCB153 in the water phase when the concentration in fish is 19.7 µg/kg fish wet weight (derived QS_{sec. pois., freshwater}) is found at:

$$\text{QS}_{\text{freshwater}} = \text{QS}_{\text{sec. pois., freshwater}} / \text{BAF}_{\text{fish}}$$

Where BAF_{fish} is 8,125,000 l/kg (table 3.3).

$$QS_{freshwater} = 19.7 \mu\text{g/kg fish wet weight} / 8,125,000 \text{ l/kg} = 2.4 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$$

The concentration in sediment at $QS_{freshwater}$ of $2.4 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$ is calculated by:

$$QS_{sed, freshwater, dw} = f_{OC} \times K_{OC} \times QS_{sec. pois., freshwater} \times 2.6$$

Where f_{OC} is 0.05 kg/kg (EU standard sediment), K_{OC} for PCB153 is 417,000 l/kg, and the value of 2.6 is used as a conversion factor from wet weight to dry weight.

$$\begin{aligned} QS_{sed, freshwater} &= 0.05 \text{ kg/kg} \times 417,000 \text{ l/kg} \times 2.4 \times 10^{-6} \mu\text{g/l} = 0.05 \mu\text{g/kg wet weight} \\ &= 0.05 \mu\text{g/kg wet weight} \times 2.6 = \mathbf{0.13 \mu\text{g/kg dry weight (5\% OC)}} \\ &= 0.13 \mu\text{g/kg dry weight} / 0.05 = \mathbf{2.6 \mu\text{g/kg dry weight} \times f_{OC}} \end{aligned}$$

$QS_{sed, freshwater}$ at 0.13 $\mu\text{g/kg dry weight}$ is significantly below the QS_{sed} derived from toxicity data for sediment-living organisms (220 $\mu\text{g/kg dry weight}$).

Saltwater

$QS_{saltwater}$ is calculated by assuming equilibrium between a substance in sediment and in the water phase. The concentration of PCB153 in the water phase when the concentration in fish is 0.16 $\mu\text{g/kg fish wet weight}$ (derived $QS_{sec. pois., saltwater}$) is found at:

$$QS_{saltwater} = QS_{sec. pois., saltwater} / BAF_{fish}$$

Where BAF_{fish} is 8,125,000 l/kg (table 3.3).

$$QS_{saltwater} = 0.16 \mu\text{g/kg fish wet weight} / 8,125,000 \text{ l/kg} = 2.0 \times 10^{-8} \mu\text{g/l}$$

The concentration in sediment at $QS_{saltwater}$ of $2.0 \times 10^{-8} \mu\text{g/l}$ is calculated by:

$$QS_{sed, saltwater, dw} = f_{OC} \times K_{OC} \times QS_{saltwater} \times 2.6$$

Where f_{OC} is 0.05 kg/kg (EU standard sediment), K_{OC} for PCB153 is 417,000 l/kg, and the value of 2.6 is used as a conversion factor from wet weight to dry weight.

$$\begin{aligned} QS_{sed, saltwater} &= 0.05 \text{ kg/kg} \times 417,000 \text{ l/kg} \times 2.0 \times 10^{-8} \mu\text{g/l} = 0.00042 \mu\text{g/kg wet weight} \\ &= 0.00042 \mu\text{g/kg wet weight} \times 2.6 = \mathbf{0.0011 \mu\text{g/kg dry weight (5\% OC)}} \\ &= 0.0011 \mu\text{g/kg dry weight} / 0.05 = \mathbf{0.022 \mu\text{g/kg dry weight} \times f_{OC}} \end{aligned}$$

$QS_{sed, saltwater}$ at 0.0011 $\mu\text{g/kg dry weight}$ is several orders of magnitude below the $QS_{sed, saltwater}$ derived from toxicity data for sediment-living organisms (220 $\mu\text{g/kg dry weight}$).

Conclusion of QS for sediment

As PCBs are highly hydrophobic and are not expected to be found in the water phase, the primary exposure will be through sediment and biota. Thereby, a conversion from biota to sediment should be made, to see if the sediment criteria based on direct effects on sediment-living organisms also ensure protection of biota. Two methods have been used in the current dossier; EqP and BSAF.

With both methods, values for QS_{sed} are obtained which are several factors below $QS_{sed, SSD}$, to which it is estimated that $QS_{sed, SSD}$ will not ensure protection of biota.

When using the EqP method, relatively low values are obtained, which generally, compared to monitoring data, are somewhat below the lowest measured values. TGD (EU, 2018) recommends the conversion from biota to sediment (EU, 2018 section 5.2.3 p. 109), but is not clear how this additional calculation should actually be carried out. An attempt has been made in the current dossier, but this is not without uncertainties.

The method of using BSAF (only presented in Danish in section 6.6.2) is not recommended by TGD (EU, 2018), and due to uncertainties in the BSAF values, as well as a lack of information on organic carbon content, it is also not recommended to use as final value for sediment.

Therefore, it is concluded that, a final value for QS_{sed} that takes into account PCB's highly hydrophobic properties cannot be derived due to significant uncertainties in the methods used.

QS for human consumption

The EU has formulated a general limit value in fish and fishery products of 75 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight - which corresponds to 1.5 mg/kg lipid for PCB₆. For fish oils, a general limit value of 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid has been formulated, which is suggested to be used:

$$QS_{hh \text{ food}} = 75 \mu\text{g}/\text{kg} \text{ fish wet weight}$$
$$QS_{hh \text{ food}} = 200 \mu\text{g}/\text{kg} \text{ lipid}$$

In conclusion, the following EQS for the aquatic environment have been derived for PCBs (cumulative values):

$QS_{sed, \text{ freshwater}}$	= Not possible
$QS_{sed, \text{ saltwater}}$	= Not possible
$QS_{sec. \text{ pois., freshwater}}$	= 19.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fish wet weight = 394 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid
$QS_{sec. \text{ pois., saltwater}}$	= 0.16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fish wet weight = 3.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid
$QS_{hh \text{ food}}$	= 75 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fish wet weight (EU) = 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid

These proposals do not include PCB118 as this substance is included in the EU quality standards (EU, 2012) for biota and human health:

$$QS_{sec. \text{ pois. } \Sigma\text{PCDD}+\text{PCDF}+\text{PCB-DL}} = 0.0065 \mu\text{g}/\text{kg} \text{ TEQ}$$
$$QS_{hh \text{ food } \Sigma\text{PCDD}+\text{PCDF}+\text{PCB-DL}} = 6.5 \text{ ng}/\text{kg} \text{ fish wet weight}$$

These QSs from EU (2012) are formulated as a sum of several substances, so it is not straight forward to convert these QSs to similar sediment QSs. It should be noted that a final draft from February 2023 of the revised EU QSs is available on circabc, these will be up for negotiation before they are implemented in the directive.

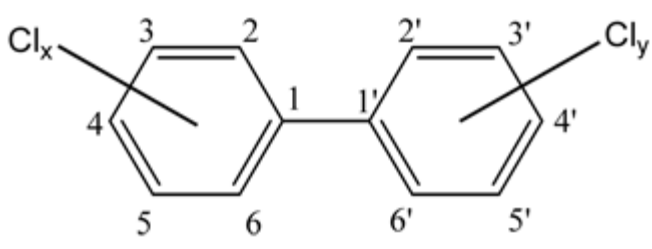
1 Indledning

Polychlorerede biphenyler (PCB) er en gruppe af menneskeskabte kemikalier. De er olieagtige væsker eller faste stoffer, klare til gule i farven, uden lugt eller smag. PCB er meget stabile blandinger, der er resistente over for temperatur og tryk. PCB blev tidligere brugt meget i elektrisk udstyr såsom kondensatorer og transformere. De blev også brugt i hydrauliske væsker, varmeoverførselsvæsker, smøremidler og blødgørere samt i byggematerialer. PCB er tidligere blevet anvendt i f.eks. fugemasse og termoruder frem til 1977 og i elektroniske produkter frem til 1986. Kommerciel produktion af PCB sluttede i 1977 på grund af sundhedseffekter forbundet med eksponering. Derudover er PCB meget persistente i miljøet og har et stort potentiale for bioakkumulering og biomagnificering.

Anvendelse af PCB er blev forbudt i EU i 80'erne.

Identiteten af de syv relevante PCB-kongenere (PCB₇) fremgår af tabel 1.1, idet PCB₇ dækker de syv PCBer: PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 og PCB180, mens PCB₆ dækker de seks PCBer: PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 og PCB180 dvs. det dioxinlignende PCB118 er ikke inkluderet i PCB₆.

Tabel 1.1. Identitet af PCB tilhørende PCB₇-gruppen

Strukturformel					
Navn	IUPAC	CAS nr.	EINECS nr.	Kemisk formel	SMILES
PCB28	2,4,4'-Trichlorobiphenyl	7012-37-5	230-293-2	C ₁₂ H ₇ Cl ₃	C1=CC(=CC=C1C2=C(C=C(C=C2)Cl)Cl)Cl
PCB52	2,2',5,5'-Tetrachlorobiphenyl	35693-99-3	621-615-6	C ₁₂ H ₆ Cl ₄	C1=CC(=C(C=C1Cl)C2=C(C=CC(=C2)Cl)Cl)Cl
PCB101	2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl	37680-73-2	621-393-0	C ₁₂ H ₅ Cl ₅	C1=CC(=C(C=C1Cl)C2=CC(=C(C=C2Cl)Cl)Cl)Cl
PCB118*	2,3',4,4',5'-Pentachlorobiphenyl	31508-00-6	621-375-2	C ₁₂ H ₅ Cl ₅	C1=CC(=C(C=C1C2=CC(=C(C=C2Cl)Cl)Cl)Cl)Cl
PCB138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl	35065-28-2	621-377-3	C ₁₂ H ₄ Cl ₆	C1=CC(=C(C(=C1C2=CC(=C(C=C2Cl)Cl)Cl)Cl)Cl)Cl
PCB153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl	35065-27-1	621-381-5	C ₁₂ H ₄ Cl ₆	C1=C(C(=CC(=C1Cl)Cl)Cl)Cl)C2=CC(=C(C=C2Cl)Cl)Cl
PCB180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl	35065-29-3	621-378-9	C ₁₂ H ₃ Cl ₇	C1=C(C(=CC(=C1Cl)Cl)Cl)Cl)C2=CC(=C(C(=C2Cl)Cl)Cl)Cl

* stoffet er dioxin-lignende

Strukturen af de enkelte PCB-kongener er vist i bilag D.

Gruppen af PCB (CAS nr. 1336-36-3) er generelt vurderet som værende persistent, bioakkumulerbar og toksisk (PBT-stof) og har jf. ECHAs hjemmeside følgende harmoniserede klassificeringer:

STOT RE 2; H373 (kan forårsage organskader)

Aquatic Acute 1; H400 (meget giftig for vandlevende organismer)

Aquatic Chronic 1; H410 (meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer)

PCB blev tidligere forhandlet som en blanding af flere PCB-kongener.

Tabel 1.2 viser indholdet af de syv kongener i tidligere kommercielle PCB-produkter (i %).

Tabel 1.2. Indhold (%) af de syv PCBer i tidligere PCB-produkter

	Aroclor 1016	Aroclor 1242	Aroclor 1248	Aroclor 1254	Aroclor 1260	Clophen A60	Clophen A50
PCB28	14,48	13,3					
PCB52	4,35	4,08	8,36				5
PCB101				6,98	5,04	5,6	7
PCB118						1,6	7
PCB138					5,01	11,3	5,1
PCB153					8,22	12,9	4,2
PCB180					7,2	7,6	0,98
Samlet mængde PCB ₇ (%)	18,83	17,38	8,36	6,98	25,47	39	29,28

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for relevante PCB-kongener fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for PCB-kongener

	Molekylvægt M _w (g·mol ⁻¹)	Smeltepunkt T _m (°C)	Kogepunkt T _b (°C)	Damptryk P _v (Pa) ³	Vandopløselighed S _w (µg·L ⁻¹)	Reference
PCB28	257,55	28-87	337	0,054	160	IARC 107, 2016; Shiu & Mackay, 1986
PCB52	291,99	47-180	360	0,012	30	IARC 107, 2016; Shiu & Mackay, 1986
PCB101	326,44	76,5-124	381	0,0026	10	IARC 107, 2016; Shiu & Mackay, 1986
PCB118	326,44	76,5-124	381	0,0012	13,4 ¹	IARC 107, 2016
PCB138	360,88	77-200	400	0,00058	0,0015 ¹	IARC 107, 2016; EpiSuite eksp. (vandopløselighed)
PCB153	360,88	77-200	400	0,09995	0,9 ² /1,0 ²	IARC 107, 2016; Shiu & Mackay, 1986
PCB180	395,33	83-149	417	0,00013	0,2 ³	IARC 107, 2016

¹ Ved 20 °C

² Ved 25 °C

³ Ved 25 °C

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for PCB-kongener, fortsat

	Log K _{ow}	Reference	Log K _{oc}	K _{oc}	Reference	Henry's konstant, H (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	Reference
PCB28	5,67 5,8 5,7	IARC 107, 2016 Shiu & Mackay, 1986 Han et al., 2005	4,62	41.687 47.943-95.446	ATSDR, 2000 MST, 2012	20,3	EpiSuite, målt
PCB52	5,84 6,1 5,8	IARC 107, 2016 Shiu & Mackay, 1986 Han et al., 2005	3,43	2691 49.453-153.960	ATSDR, 2000 MST, 2012	20,3	EpiSuite, målt
PCB101	6,38 6,4	IARC 107, 2016 Shiu & Mackay, 1986	5,79/5,93	616.595/ 851.138	ATSDR, 2000	9,12	EpiSuite, målt
PCB118	6,74 6,4 6,6	IARC 107, 2016 Shiu & Mackay, 1986 Han et al., 2005	5,0-5,1	101.800- 127.900	EpiSuite, beregnet	8,61	EQS, 2011
PCB138	6,83 7 6,85	IARC 107, 2016 Shiu & Mackay, 1986 Han et al., 2005	6,16	1.445.439 50.141-311.782	ATSDR, 2000 MST, 2012	2,13	EpiSuite, målt
PCB153	6,92 6,9 6,8	IARC 107, 2016 Shiu & Mackay, 1986 Han et al., 2005	5,62	416.869 68.759-239.603	ATSDR, 2000 MST, 2012	2,33	EpiSuite, målt
PCB180	7,36 7,21	IARC 107, 2016 Han et al., 2005	5,5-5,6	349.700- 440.400	EpiSuite, beregnet	1,01	EpiSuite, målt

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

PCB-forbindelser er omfattet af Stockholm-konventionen (POP – Persistent Organic Pollutants) og er således vurderet som værende persistente.

Bionedbrydning sker under både aerobe og anaerobe forhold og er den overvejende nedbrydningsvej for PCB i jord og sediment.

Abiotisk nedbrydning i vand forekommer ikke i signifikant grad (ATSDR, 2000). Fotokemiske undersøgelser med forskellige chlorobiphenyl-kongener og kommercielle PCB-blandinger i vandig suspension, tynd film eller i dampform udført under simuleret og naturligt sollys påviste adskillige nedbrydningsreaktioner, der resulterede i de-klorering, polymerisering og dannelsen af polære (hydroxy- og carboxy-) stoffer (Hutzinger et al., 1972 refereret i WHO, 2003).

I atmosfæren kan PCB reagere med hydroxylradikaler. De estimerede troposfæriske halveringstider for denne reaktion stiger med antallet af klor-substitutioner. Halveringstiden er 3,5-7,6 dage for monochlorobiphenyl, 5,5-11,8 dage for dichlorobiphenyl, 9,7-20,8 dage for trichlorobiphenyl, 17,3-41,6 dage for tetrachlorobiphenyl og 41,6-83,2 dage for pentachlorobiphenyl (Atkinson, 1987 refereret i WHO, 2003).

Sinkkonen & Paasivirta (2000) anslår følgende halveringstider for de ikke-dioxinlignende PCBer:

Tabel 3.1. Estimerede halveringstider (angivet i år) for ikke-dioxinlignende PCBer i vand og sediment (Sinkkonen & Paasivirta, 2000)

PCB-gruppe	Vand (år)	Sediment (år)
Trichlorobiphenyl (PCB28)	0,16	3
Tetrachlorobiphenyl (PCB52)	3,5	10
Pentachlorobiphenyl (PCB101)	7	7-10
Hexachlorobiphenyl (PCB138 og PCB153)	13,5	19
Heptachlorobiphenyl (PCB180)	27,5	38

3.2 Fordeling i miljøet

De udvalgte PCBer er delvist flygtige med en faldende Henrys konstant fra ca. 20 Pa·m³/mol for PCB28 til ca. 1 Pa·m³/mol for PCB180 (se table 2.1).

Stofferne er meget hydrofobe (log K_{oc} varierer mellem 3,4-6,2) og en stor andel vil derfor binde sig til organisk stof i biota, sediment (i vandigt miljø) og i jordmatricen.

3.3 Bioakkumulering

Målte biokoncentreringsfaktorer (BCF) for de forskellige PCBer for forskellige vandlevende organismer kan ses i tabel 3.2. Data er hentet fra OSPAR (1998). Tilsyneladende er BCF-værdierne højere for fisk end for muslinger og bløddyr. BCF-værdierne stiger med antallet af klor-atomer med et maksimum muligvis omkring et klor-antal på seks. Der er dog ikke tilstrækkelige data til at verificere dette.

Målte bioakkumuleringsfaktorer (BAF) hentet fra ATSDR (2000) er vist i tabel 3.3 for forskellige organismegrupper.

Jævnfør ATSDR (2000) er PCB's BCF-værdier i vandlevende organismer direkte proportionale med fordelingskoefficienten og lipidindholdet i organismen, og de er specifikke for de enkelte kongener. BCF-værdierne for de højere klorerede homologer falder med kloreringsgraden fra en vis kloreringsgrad, fordi de større molekyler ikke let passerer gennem biologiske membraner.

Lavere klorerede PCBer (1-4 klor) optages let af organismer, men elimineres let og metaboliseres (ATSDR, 2000). Disse homologer bioakkumulerer således ikke i større udstrækning. De højst klorerede kongener (7-10 klor) forekommer i lave koncentrationer i miljøet og er tæt bundet med jord, sediment og organisk stof. Penta-, hexa- og hepta-PCBer er biotilgængelige og resistente mod nedbrydning i organismer, og disse PCB-homologer bioakkumuleres i organismer i størst grad (ATSDR, 2000).

Jævnfør WHO (2003) er elimineringen af PCB fra vandlevende organismer både arts- og kongener-specifik. Kongenerne, der indeholder to nabo-hydrogenatomer ved meta- og para-positioner i mindst en aromatisk ring, vil let blive metaboliseret (Pruell et al., 1993 i WHO, 2003). Dette betyder, at PCB52 og PCB101 nemmere metaboliseres i vandlevende organismer end de øvrige fem PCBer.

Biotransformation af PCB i hvirveldyr ved hjælp af forskellige cytochrome P450-enzymmer er afhængig af de specifikke PCB-kongener (WHO, 2003). Hos rotter metaboliseres di-ortho PCB fortrinsvis af CYP2B-familien, mens CYP1A enzymet fortrinsvis metaboliserer de ikke-ortho PCBer (Kaminsky et al., 1981 i WHO 2005). Aktiviteten er artsafhængig og er fx generelt meget lavere i muslinger end i krabber og fisk (Porte & Albaiges, 1993 i WHO, 2003). PCB-kongenerne 110, **138**, 149, **153** og 187 er fundet mest stabile i muslinger. De mest stabile PCB-kongener i krabber er **138**, **153**, 170 og **180**; i multe **138**, **153**, 170, **180** og 187 og i tun 84, 110, **118** og **138** (Porte & Albaiges, 1993 i WHO, 2003). PCB-kongenerne, der behandles i dette datablad, er markeret med fed.

Tabel 3.2. Målte BCF (vådvægt) for de udvalgte PCBer i forskellige vandlevende organismer (første linje ud for hvert PCB indikerer: geometrisk gennemsnit, min-max, antal målinger). Data fra OSPAR (1998).

Antal klor-atomer	PCB	Musling	Bløddyr		Fisk					
		<i>Mytilus edulis</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Crassostrea virginica</i>	<i>Brachydanio rerio</i>	<i>Carassius auratus</i>	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Pimephales promelas</i>	<i>Platichthys flesus</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
3	PCB28	8.690 8.690- 8.690 n=2	-	-	-	-	-	-	-	-
4	PCB52	16.357 14.300- 21.400 n=3	-	7.400	83.000	49.000	97.400 7.500- 500.000 n=4	98.581 29.000- 390.000 n=6	190.000	62.626 43.000- 84.000 n=3
5	PCB101	44.000 35.200- 55.000 n=2	-	-	300.000	-	250.000	-	-	47.000
5	PCB118	49193 44.000- 55.000 n=2	-	-	-	-	-	-	-	59.000
5	PCB138	49.193 44.000- 55.000 n=2	-	-	760.000	-	-	-	-	130.000
6	PCB153	400.000	153.362 42.000- 560.000 n=2	48.000	450.000	-	69.000	378.813 22.000- 1.500.000 n=4	3.200.000	211.419 100.000- 450.000 n=3
7	PCB180	26.899 14.300- 50.600 n=2	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 3.3. Feltmålinger af bioakkumuleringsfaktorer (BAF) (l/kg) for isomer grupper af PCBer. Fra ATSDR 2000. Bemærk, at hver isomer gruppe kan bestå af flere PCB-forbindelser

Organisme	C ₁₂ H ₇ Cl ₃	C ₁₂ H ₆ Cl ₄	C ₁₂ H ₅ Cl ₅	C ₁₂ H ₄ Cl ₆	C ₁₂ H ₃ Cl ₇	C ₁₂ H ₂ Cl ₈
Amphipoder	387.000	667.000	615.000	938.000	2.400.000	1.400.000
Oligochaeter	127.000	180.000	154.000	150.000	259.000	310.000
Slimet ulk (<i>Cottus cognatus</i>)	87.000	633.000	1.490.000	3.125.000	5.185.000	7.500.000
Flodsild (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	173.000	833.000	1.380.000	2.125.000	2.960.000	3.100.000
Smelt (<i>Osmerus mordax</i>)						
Lille	42.000	367.000	590.000	1.063.000	1.590.000	1.600.000
Stor	93.000	933.000	1.380.000	2.375.000	3.148.000	3.300.000
Laksefisk	293.000	2.170.000	4.100.000	8.125.000	11.300.000	13.000.000

Biomagnificering af PCB er observeret i den akvatiske fødekæde. Ved sammenligning af BCF-værdierne i tabel 3.2 og BAF-værdierne i tabel 3.3, fremgår det således også, at BAF-værdierne

generelt er væsentligt højere end de tilsvarende BCF-værdier, hvilket bekræfter, at PCB'erne biomagnificerer i fødekæderne.

Biomagnificering er synlig i skaldyr, der akkumulerer PCB ved indtag af planteplankton og dyreplankton, ligesom biomagnificering er synlig i havpattedyr (sæler, delfiner og hvaler), som akkumulerer PCB fra indtag af plankton og fisk. Biomagnificering i fødekæden forekommer også i flere arter af fiskekonsumerende fugle. Biomagnificering af PCB i den akvatiske fødekæde er specifik for de enkelte kongener og er mest fremherskende for kongener med log K_{ow} -værdier mellem 5 og 7 (ATSDR, 2000).

Målte koncentrationer i spættede sæler samt i deres føde ("Food basket") for summen af PCB (Σ PCB) samt PCB153 er givet i Cullon et al. (2012). Herfra kan biomagnificeringsfaktorerne (BMF) beregnes.

Tabel 3.4. Målte PCB-koncentrationer i spættede sæler og i deres føde. Fra Cullon et al. (2012).

Art	%lipid	Σ PCB				PCB153			
		Koncentration		BMF (føde=>sæl)		Koncentration		BMF (føde=>sæl)	
		$\mu\text{g}/\text{kg}$ vv ^{a)}	$\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid	kg vv/kg vv ^{a)}	kg lipid/kg lipid ^{a)}	$\mu\text{g}/\text{kg}$ vv ^{a)}	$\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid	kg vv/kg vv ^{a)}	kg lipid/kg lipid ^{a)}
Spættede sælers fødegrundlag	4,2	17	408	-	-	3,15	75	-	-
Spættede sæler (hanner)	36±6,9	3114	8.652±1.888	182	21	803,6	2232±487	255	30
Spættede sæler (hunner)	36±1,6	1169	3.248±978	68	8	241	669±201	76	9
		Gennemsnit		14,5		Gennemsnit		19,5	

^{a)} Beregnede BMF (beregnet fra data i Cullon et al., 2012)

På basis af et modelleringsarbejde (Arblaster et al., 2015) er der beregnet en BMF for spækhuggere, som er ca. 24 gange højere end BMF for sæler.

På basis af data i Borgå et al. (2005), kan en BMF (fisk → fiskespisende fugle) på under 8-12 kg lipid/kg lipid estimeres for de arktiske fugle tejsst og lomvie. Biomagnificeringen er videre i et andet studie målt i lomvie, hvor en BMF på hhv. 9,4 kg lipid/kg lipid (torsk → lomvie) og 17 kg lipid/kg lipid (polær torsk → lomvie) er angivet for Σ (PCB 28, 31, 47, 99, 105, 118, 138, 149, 153) (Borgå et al., 2001).

Biomagnifikation er videre målt i æg fra fiskespisende fugle. Her er for PCB153 fundet BMF-værdier på hhv. 48 kg lipid/kg lipid (sild → mågeæg) og 6 kg lipid/kg lipid (føde → fiskeørn) (Henny et al., 2003).

Niveauet for BMF (kg lipid/kg lipid) (føde → organisme) er således omtrentligt det samme for fugle og sæler.

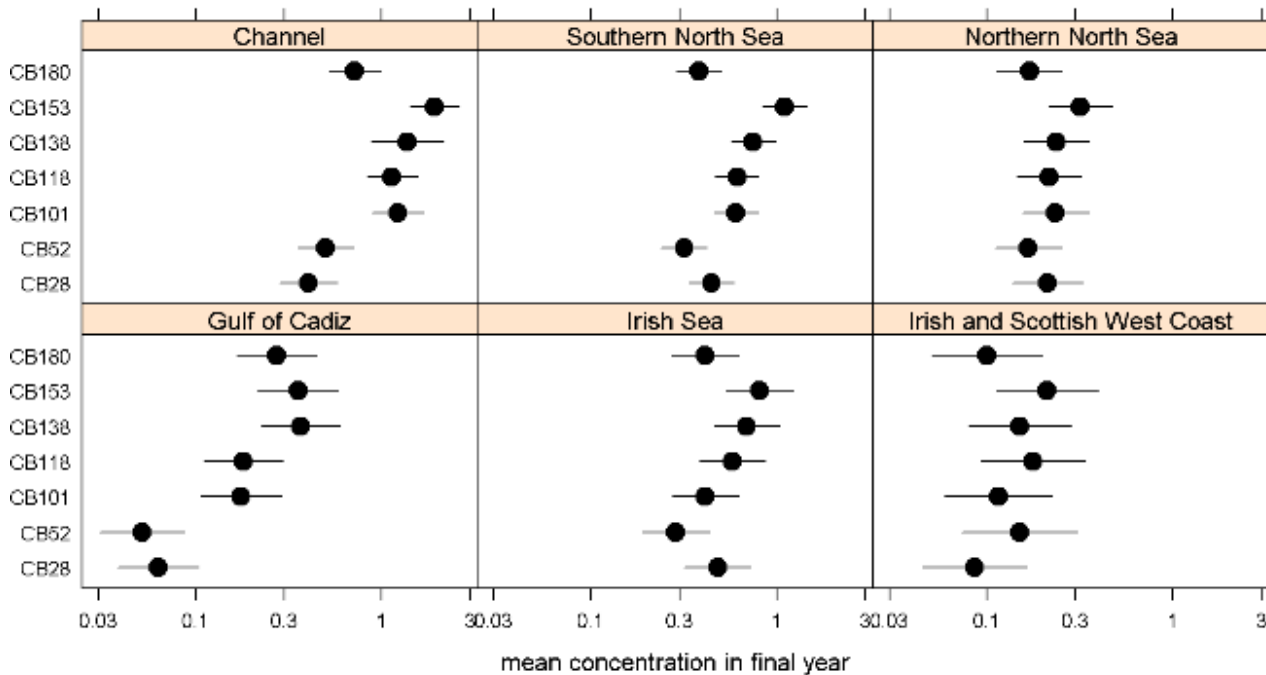
3.4 Naturlig forekomst

PCB forekommer ikke naturligt i miljøet og er udelukkende tilført ved menneskelig aktivitet.

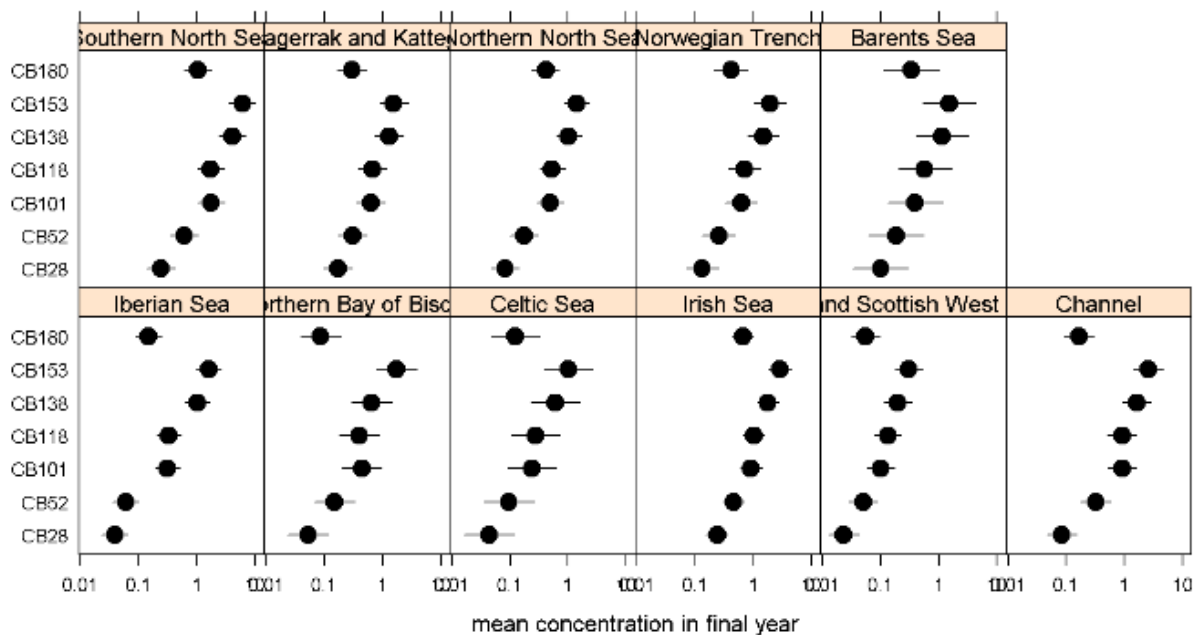
Forkomsten af PCB₇ i miljøet bliver løbende monitoreret og rapporteres bl.a. i OSPAR-regi. På basis af målinger og modelberegninger, er koncentrationsprofiler for forskellige regioner i OSPAR-

området beregnet sammen med en beregnet varians for estimatet. Koncentrationsprofiler med 95% konfidensintervaller for de syv PCBer i sediment og i biota er vist i figur 3.1 og figur 3.2.

Det fremgår, at de ”mindre” PCBer (PCB28, PCB52) generelt forekommer i lidt lavere niveauer end især PCB101-PCB153, som også forekommer i lidt højere niveauer end PCB180. Generelt er forekomsten af PCB153 den højeste både i sediment og i biota.



Figur 3.1. Estimerede koncentrationer af PCB₇, inklusive 95% konfidensinterval, i sediment (µg/kg tørvægt) for forskellige OSPAR-regioner. Figuren er hentet fra ICES (2016a).



Figur 3.2. Estimerede koncentrationer af PCB₇, inklusive 95% konfidensinterval, i biota (µg/kg vådvægt) for forskellige OSPAR-regioner. Figuren er hentet fra ICES (2016b).

4 Toksicitetsdata

Der er generelt søgt data i let tilgængelige oversigtsværker og sammenfattende rapporter. Endvidere er der søgt efter data for sedimentlevende organismer i SETAC's database (SETAC Sediment Advisory Group (SEDAG), Spiked Sediment Toxicity Database) og i US EPA's database (ECOTOXicology knowledgebase), hvorefter de relevante data er fundet i original litteratur. Der blev dog ikke fundet relevante data i ECOTOX-databasen.

Troværdigheden af de anvendte studier er vurderet ved tildelingen af en Klimisch score fra 1 til 4 (Klimisch et al., 1997). Score 1 angiver, at studiet kan anvendes uden forbehold, mens score 2 angiver at studiet kan anvendes med forbehold, f.eks. at der er tilstrækkelige oplysninger til stede, selvom studiet ikke er udført i forhold til guideline. Studier som ikke er tilstrækkeligt beskrevet tildeles score 3 eller 4, hvor score 4 tildeles studier, hvor det ikke er muligt at vurdere kvaliteten og dermed troværdigheden.

4.1 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Særligt de høj-klorerede PCB-kongenere adsorberes kraftigt til sediment, hvor de kun meget langsomt nedbrydes med halveringstider fra måneder til år.

Der er kun fundet meget få toksicitetsdata for sedimentlevende organismer og de er alle fundet for blandinger af PCBer. De fundne data er listet i bilag A.

Den umiddelbart mest følsomme organisme er saltvandsmuslingen *Macoma nasuta* (Bent-nosed clam), hvor en NOEC (overlevelse, vækst) på 81 µg/g organisk karbon (OC) (4.050 µg/kg tørvægt ved et EU standard-sediment indhold på 5% OC) er målt efter 119 dages eksponering (Boese et al., 1995).

4.2 Toksicitet over for pattedyr og fugle

Der er et overordentligt stort datamateriale omkring PCBer's toksicitet over for pattedyr og fugle. I forbindelse med afledning af et sundhedsbaseret kvalitetskriterie for jord for PCB (Miljøstyrelsen, 2014) og et miljøkvalitetskriterie for jord for PCB (Miljøstyrelsen, 2012) er der indsamlet en stor datamængde. Bilag B og C giver en oversigt over de fundne data.

For de enkelte PCBer (med undtagelse af det dioxin-lignende PCB118) er der fundet kritiske NOAEL/LOAEL-værdier for test med pattedyr (primært rotter) vist i tabel 4.1. Værdierne er markeret med fed i den samlede dataoversigt i bilag B.

Tabel 4.1. NOAEL/LOAEL for ikke-dioxin lignende PCBer.

PCB	Effekt	End-point	Dosis (µg/kg lgv/dag)	Reference i Miljøstyrelsen (2014)
PCB28	90 dages toxicitet, rotte, lever og thyroid	NOAEL	36 per oral (p.o.)	Chu, 1996a
PCB52	Læring, rotte afkom	NOAEL	1.000	Boix, 2010
PCB101	Thyroid, rotte	LOAEL	16.000 intraperitonalt (i.p.)	Khan, 2002, 2003
PCB138	Læring, rotte afkom	LOAEL	1.000	Boix, 2010
PCB153	Testikel/sperm, rotte afkom	NOAEL	25	Xiao, 2010
PCB180	28-dages toxicitet, lever hypertrofi, rotte	NOAEL	340	Ross, 2011

Ved studier med PCB-blandinger er følgende kritiske toksicitet fundet (se bilag C for den samlede datamængde).

De angivne usikkerhedsfaktorer (UF) i tabel 4.2, som stammer fra tabel 9 i EU (2018), er baseret på, om studiet er kronisk (UF sættes til 1), sub-kronisk (UF sættes til 3), sub-akut (UF sættes til 10) eller akut (UF sættes til 100). Det bemærkes, at der i datasamlingen ikke har indgået akutte studier, så en UF på 100 er således ikke anvendt. Tabel 9 i EU (2018) giver dog anledning til nogen fortolkning, da tabellen umiddelbart ikke inkluderer subkroniske og subakutte studier for fugle.

Videre viser tabel 4.2 det antagede fødegrundlag og de omregnede koncentrationer, som er videre beskrevet i afsnit 6.3. Værdierne i tabel 4.2 er videre markeret med fed i den samlede dataoversigt i bilag C.

Tabel 4.2. NOEC/EC₁₀ for effekter af PCB-blandinger på fugle og pattedyr

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Ekspone-ringstid (dage)	UF (kronisk/sub kronisk/sub akut/akut) (tabel 9 i EU, 2018)	Antaget føde (tabel 8 i EU, 2018)	Omregnet konc. (µg/kJ)	Bemærkninger	Reference
<i>Anas platyrhynchos</i> (gråand)	Aroclor 1242	EC _{8,9}	150	84	3 (subkronisk)	Græs- og kornfrø	3,19	Tykkelse på æggeskallen	Hasseltine & Prouty, 1980
<i>Coturnix coturnix</i> (vagtel)	Clophen A60	EC ₁₀	33,6	21	10 (subakut)	Græs- og kornfrø	0,214	10% stigning i levervægt. mg/kg foder. Udtrykket fra data i artiklen. Ingen statistisk forskel mellem ♂♂ og ♀♀. Data for ♂♂ og ♀♀ derfor samlet.	Biessmann, 1982
<i>Falco sparverius</i> (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1242	EC ₁₀	7	150	1 (kronisk)	Mindre pattedyr	1,03	Nedsatte niveauer af thyroxin i plasma. Værdien fra fundet ud fra gennemsnit af malinger for uge 3, 4 og 5	Quinn et al., 2002
<i>Gallus gallus</i> (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	0,5	217-294	1 (kronisk)	Græs- og kornfrø	0,0319	Æglægning. Udtrykket fra data i artikel	Solly et al., 1976
<i>Uria aalga</i> (lomvie)	Aroclor 1254	EC ₁₀	22	45	10 (subakut)	Fisk	0,398	Hypofysevægt. Værdi anslået ud fra den regression, der er givet i artiklen	Jefferies & Parslow, 1976; Barrett et al., 2002
<i>Macaca mulatta</i> (rhesus abe)	Aroclor 1248	EC ₁₀	1	140	3 (subkronisk)	Frugt	0,14	Reduktion i serum gamma globulin. Ca.	Thomas & Hinsdill, 1978

								værdi udledt fra data i artiklen	
<i>Mus musculus</i> (mus)	Aroclor 1248	EC ₁₀	18	35	10 (subakut)	Græs- og kornfrø	0,115	Stigning i dødelighed efter endotoksinbelastning. Ca. værdi vurderet ud fra data i artiklen.	Thomas & Hinsdill, 1978
<i>Mustela putorius</i> (ilder)	Aroclor 1016	NOEC	10	240	1 (kronisk)	Fisk	1,81	Reproduktion	Bleavins et al., 1980
<i>Peromyscus leucopus</i> (hvidfodet mus)	Aroclor 1254	EC ₁₀	9,4	35	10 (subakut)	Græs- og kornfrø	0,0599	Stigning i levervægt. Ca. værdi deduceret fra data i artiklen	Sanders & Kirkpatrick, 1977
<i>Rattus norvegicus</i> (rotte)	Aroclor 1254	EC ₁₀	13	105	1 (kronisk)	Kommercielt foder	0,936	Levervægt hos hannerne. Ca. værdi deduceret fra data i artiklen.	Earl Gray et al., 1993
<i>Sus scrofa</i> (svin)	Aroclor 1254	EC ₁₀	32	56	10 (subakut)	Kommercielt foder	0,23	Levervægt. Udledt fra data i artikel	Miniats et al., 1977
<i>Cavia porcellus</i> (marsvin)	Clophen A50	NOEC	25	43	10 (subakut)	Græs- og kornfrø	0,159	Vægtfald for mødre. Antallet af døde fostre var ca. 3 × kontrolniveau	Lundkvist, 1990
<i>Mustela vison</i> (mink)	Aroclor 1254	EC ₁₀	0,3	120	3 (subkronisk)	Fisk	0,0181	Sæt pr. hun. Ca. værdi deduceret fra data i artiklen	Aulerich & Ringer, 1977

4.3 Toksicitet over for mennesker

Næsten fuldstændig gastrointestinal absorption er observeret for PCB28, PCB52 og PCB101. En absorption på mere end 60% er observeret for PCB138, PCB153 og PCB180, hvilket tyder på at absorptionsgraden falder med stigende antal kloratomer (IARC 107, 2016).

PCBer er lipofile stoffer og tilbageholdes og evt. akkumuleres i fedtvæv og fedtrigt væv. Særligt tre kongener (PCB138, PCB153 og PCB180) er fundet i fedtvæv, plasma og lever hos mennesker. PCBer kan både passere blod-hjerne-barrieren samt placenta (IARC 107, 2016).

Der er stor forskel på metabolismen. Kongener med fire eller færre kloratomer metaboliseres hurtigst. PCBer udskilles primært med fæces med en halveringstid i kroppen på 8-15 år for de højest klorerede forbindelser (IARC 107, 2016).

PCBer kan forårsage organskade ved længerevarende eller gentagen eksponering (fareklassificering STOT RE 2; H373).

Der er fastsat EU-grænseværdier for dioxin, dioxinlignende PCB og ikke-dioxinlignende PCB i fødevarer. Grænseværdierne for dioxin og dioxinlignende PCBer kan ses i Forordning nr. 1881/2006 (EF, 2006), hvor det tolerable ugentlige indtag (TWI) er sat til 14 pg TEQ¹/kg lgv/uge for dioxiner og dioxinlignende PCBer. Videre er der i Forordning nr. 1259/2011 fastsat grænseværdier for ikke-dioxinlignende PCBer. I nedenstående tabel (tabel 4.3) ses grænseværdier for PCB₆ i fisk og fiskevarer formuleret i den seneste konsoliderede udgave af EU-forordningen 1881/2006 (EF, 2006).

¹ TEQ (toksicitetsækvivalent) beregnes som den koncentrationsvægtede sum af TEF (Toxic Equivalency Factor): TEQ=ΣC_i·TEF_i. Det dioxin-lignende PCB118 er jævnfør Forordningen 1881/2006 tildelt en TEF på 0,00003.

Tabel 4.3. Grænseværdier for PCB₆ i EU-forordningen 1259/2011 (EU, 2012)

	Grænseværdi for PCB ₆ (µg/kg vådvægt)
Muskelskød af fisk og fiskevarer og produkter deraf med undtagelse af: <ul style="list-style-type: none"> • vildfanget ål • vildtfangede pighaj (<i>Squalus acanthias</i>) • vildtfangede ferskvandsfisk med undtagelse af diadrome fiskearter fanget i ferskvand • fiskelever og afledte produkter • fiskeolier Det maksimale niveau for krebsdyr gælder for muskelkød fra lemmer og bagkrop. For <i>Brachyura</i> og <i>Anomura</i> gælder det for muskelkød fra lemmer.	75
Muskelskød af vildfanget ferskvandsfisk med undtagelse af diadrome fiskearter fanget i ferskvand og produkter deraf	125
Muskelkød af vildtfanget pighaj (<i>Squalus acanthias</i>) og produkter deraf	200
Muskelkød af vildtfange ål (<i>Anguilla anguilla</i>) og produkter deraf	300
Fiskelever og afledte produkter deraf - med undtagelse af fiskeolier	200
Fiskeolier beregnet til konsum	200 µg/kg lipid

En tolerabel daglig indtagelse (TDI) på 20 ng/kg lgv/dag er afledt for blandinger af PCBer (WHO, 2003). Forudsat at summen af de såkaldte indikator-PCBer (PCB28, 52, 101, 138, 153 og 180) repræsenterer ca. 50% af alle PCB-kongener, er en TDI på 10 ng/kg lgv/dag blevet anvendt som referenceværdi.

5 Andre effekter

Generelt er PCB kendt for at have en række sundhedsskadelige effekter. Negative effekter på udvikling, immunsystemet, metabolisme (herunder sygdomme så som type II diabetes), thyroid systemet og reproduktion, kan alle være relaterede til hormonforstyrrende effekter (Djordjevic et al., 2020). Overvejende viser data på dyr at PCB kan identificeres som hormonforstyrrende (Djordjevic et al., 2020; Troisi et al., 2020).

PCB118 er en dioxin-lignende kongener, som er påvist af have hormonforstyrrende effekter (IARC 107, 2016).

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

6.1 Tidligere værdier

ICES har i 2008 foreslået OSPAR Environmental Assessment Criteria (EAC) værdier for de syv PCBer (OSPAR, 2008). Disse er vist i tabel 6.1. EAC for vand er afledt på basis af målte toksicitetsdata for PCB52, PCB101, PCB138, PCB153, PCB180, hvor der dog kun har været et begrænset datasæt for især PCB101 og PCB138. EAC for vand for PCB28 og PCB118 er baseret på QSAR-estimer. EAC for sediment og biota (muslinger og fisk) er afledt på basis af ligevægtsberegninger.

Tabel 6.1. OSPAR foreslåede EAC-værdier (OSPAR, 2008)

Kongener	EAC - vand (ng/l)	EAC - sediment (µg/kg tørvægt, 1% OC)	EAC - sediment (µg/kg tørvægt, 5% OC) ²	EAC (muslinger, µg/kg tørvægt)	EAC (fisk, µg/kg lipid)	EAC (muslinger, sekundær forgiftning, µg/kg vådvægt)	EAC (fisk, sekundær forgiftning, µg/kg vådvægt)
PCB28	0,7	0,67	3,35	3,2	67	2,7	27
PCB52	0,86	1,08	5,4	5,4	108		
PCB101	0,02	0,121	0,605	6,0	121		
PCB118	0,026	0,25	1,25	1,2	25		
PCB138	0,02	0,317	1,59	15,8	317		
PCB153	1,0	15,85	79,25	80	1585	5,3	53
PCB180	0,2	4,69	23,45	24	469		

Både Sverige, Norge og Nederlandene har fastsat nationale EQS-værdier for sediment for PCB. Sverige har baseret deres på PCB_{total}, mens Norge og Nederlandene har anvendt PCB₇³, der således inkluderer den dioxin-lignende PCB118.

For biota har Sverige baseret deres EQS-værdi på PCB₆⁴, mens Norge har baseret deres på PCB₇. EU har sat et kvalitetskrav for biota på summen af PCDD+PCDF+DL-PCB₅⁵ (Fødevarer- og Miljøministeriet, 2017). Værdierne er angivet i tabel 6.2.

² Omregning foretaget i dette datablad

³ PCB₇ dækker de syv PCBer: PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153, PCB180

⁴ PCB₆ dækker de seks PCBer: PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153, PCB180

⁵ DL-PCB: dioxinlignende PCBer

Tabel 6.2. Foreslåede EQS-værdier for sediment og biota fra Sverige, Norge, Nederlandene og EU (Jensen et al., 2019). EU-kvalitetskravet er gældende fra 2018.

	Sverige	Norge	Nederlandene	EU
EQS _{sediment} [mg/kg tørvægt]	0,03 (ferskvand) (PCB _{total}) 0,02 (saltvand) (PCB _{total})	0,0041 (PCB ₇)	0,02 (PCB ₇)	
EQS _{biota} [mg/kg vådvægt]	0,075 (PCB ₆)	0,0006 (PCB ₇)		0,0065 µg kg ⁻¹ TEQ ⁶ (summen af PCDD + PCDF + PCB (dioxinlignende))

6.2 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Log K_{ow} for PCB er væsentlige højere end 3 (5,7-7,4), og det er derfor relevant at beregne et kvalitetskriterium for sediment, SKK, jf. EU's Guidance Document no. 27: Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

Indledningsvist defineres følgende:

- PCB₇: dækker alle syv PCBer: PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153, PCB180
- PCB₆: dækker de seks PCBer: PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153, PCB180, dvs. det dioxinlignende PCB118 ikke er inkluderet i PCB₆

Naturligt nok er de fleste toksicitetsdata målt for en blanding af PCBer. De enkelte PCBer vil ikke nødvendigvis være lige toksiske, og især de dioxin-lignende PCBer menes at være mere toksiske end de øvrige PCBer. Fortolkning af resultaterne i forhold til at beregne miljøkvalitetskriterier (MKK) for de syv PCBer kan principielt gøres på flere måder:

- at antage, at alt målt toksicitet alene refererer til PCB₇ – og at de øvrige PCB-forbindelser i testen ikke bidrager til den målte toksicitet. Hvis der således var målt en NOEC på 10 mg/kg ved test med Aroclor 1254, hvor indholdet af PCB₇ er ca. 7%, ville NOEC for PCB₇ blive omregnet til $10 \text{ mg/kg} \times 0,07 = 0,7 \text{ mg/kg}$. Dette vil være meget konservativt.
- at antage, at de ikke dioxin-lignende PCBer repræsenterer 50% af alle PCBer og anvende 50% af de målte effektkoncentrationer som et mål for effektkoncentrationen af PCB₆. Dette vil være meget konservativt.
- at, de indgående PCBer er lige toksiske (både de dioxinlignende og de ikke dioxinlignende), så det kan antages, at den målte toksicitet for en blanding svarer til den toksicitet, der ville blive målt, hvis testen alene blev udført for PCB₆.

Der er her valgt at anvende den sidstnævnte taktik, da de øvrige vurderes at være for konservative.

Da PCB118 er dækket af WHO's og EU's kvalitetskrav er der ikke udledt en værdi for denne kongener.

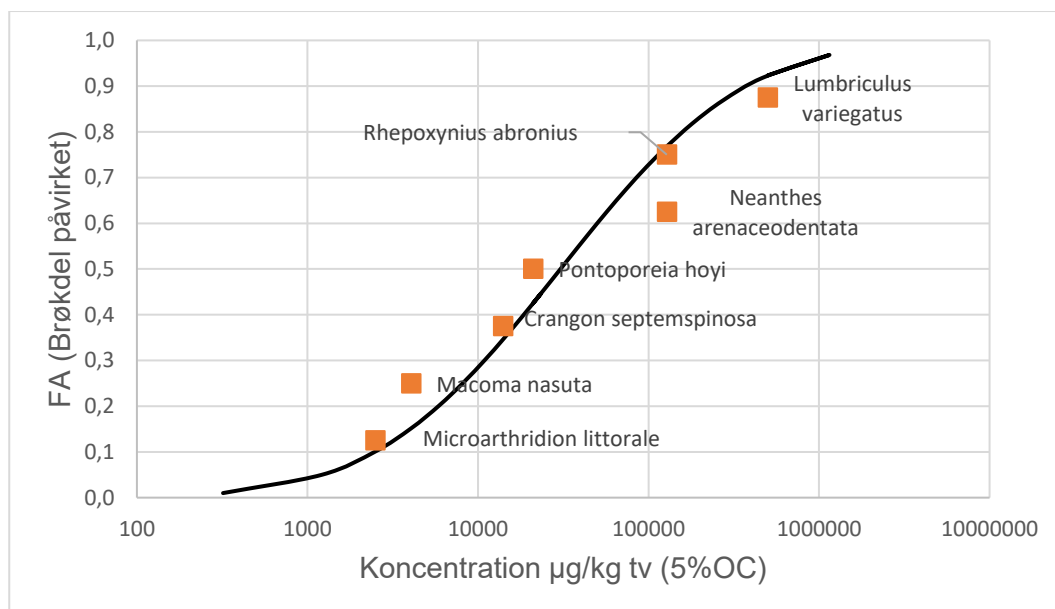
Der er fundet kroniske toksicitetsværdier for syv arter repræsenterende seks overordnede taksonomiske grupper med vidt forskellige fødesøgningsstrategier: Bivalvia, Polychaeta,

⁶PCDD: polychlorerede dibenzo-p-dioxiner; PCDF: polychlorerede dibenzofuraner; TEQ: toksicitetsækvivalenter ifølge Verdenssundhedsorganisationens toksicitetsækvivalensfaktorer fra 2005, hvor de dioxinlignende PCBer bidrager med en TEF-værdi på 0,00003.

Oligochaeta, Amphipoda, Copepoda og Decapoda. Dertil er der kun fundet meget få data for ferskvands sediment (ét troværdigt studie for børsteormen *Lumbriculus variegatus*, øverst i figur 6.1), hvortil ferskvands- og saltvandsdata puljes.

Artsdiversiteten i sediment er betydeligt lavere end i vandsøjlen og med syv arter fra seks overordnede taksonomiske grupper vurderes data tilstrækkeligt til at udføre en Species Sensitivity Distribution (SSD) med sedimentlevende organismer. De data, der indgår i SSD'en er markeret med fed i bilag A. Videre viser bilag A de anvendte normaliserede effektconcentrationer, hvor der antages et EU standard sediment indhold med 5% organisk karbon (OC).

Ud fra de statistiske tests på data for sedimentlevende organismer (bilag E) vurderes det acceptabelt at anvende HC₅-værdien baseret på en SSD etableret for de kroniske data for både ferskvands- og saltvands sedimentlevende organismer. Til at bestemme HC₅-værdien anvendes metoden beskrevet i Aldenberg og Jaworska (2000). SSD'en ses nedenfor i figur 6.1.



Figur 6.1. SSD-fordeling for målte effektconcentrationer i sediment for PCB₆

HC₅ beregnes til 1,1 mg/kg tørvægt (5% OC). Det nedre og øvre 90% konfidensinterval ligger på hhv. 0,06 og 4,7 mg/kg tørvægt (5% OC).

Med kun syv arter repræsenterende seks overordnede taksonomiske grupper anvendes en usikkerhedsfaktor på 5, som er den højeste usikkerhedsfaktor, der generelt anvendes ved SSD (EU, 2018). Der anvendes ikke en ekstra usikkerhedsfaktor for saltvand, idet der er data for seks saltvandsarter.

Det udledte SKK for PCB₆ for fersk- og saltvand er således:

$$\begin{aligned} \text{SKK} &= 1,1 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)} / 5 = \mathbf{0,22 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ &= 0,22 \text{ mg/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{4,4 \text{ mg/kg tørvægt x foc}} \end{aligned}$$

Det skal bemærkes på baggrund af den høje log K_{ow} (5,7-7,4), at ifølge EU (2018) er beskyttelsen af sedimentlevende organismer muligvis ikke det centrale mål ved fastsættelse af et

sedimentkvalitetskriterium for de meget hydrofobe organiske stoffer, såsom netop PCBerne. De direkte toksiske virkninger i sedimentet kan opstå ved koncentrationer, som er langt over de koncentrationer, som udgør en risiko for dyr placeret på højere trofiske niveauer f.eks. rovfisk, pattedyr og fugle. Hvis sedimentet er den primære eksponeringskilde for dyret (fisk eller pattedyr), bør kvalitetskriteriet for sådanne stoffer afledes fra kvalitetskriteriet for biota.

Tilgængelige eksponeringsmodeller spænder fra meget enkle modeller, baseret på BSAF-værdier (akkumuleringsfaktorer fra sediment til biota), til specifikke fødekæde-modeller. EU (2018) anbefaler, at undlade at bruge BSAF-værdier, da publicerede værdier er meget varierende, og da fx undersøgelser på ikke-forurenede områder viser en tendens til at give højere BSAF-værdier end undersøgelser på forurenede steder. Anvendelse af fødekæde-modeller er heller ikke altid hensigtsmæssig, hvis det kræver stedspecifikke data eller regionsspecifikke MKK. Af denne grund er dette trin ikke relevant for stoffer, hvortil der efterspørges et europæisk MKK.

Der er ikke fundet toksicitetsdata for sedimentlevende organismer for de enkelte PCBer og heller ikke for PCB₇ som sådan.

De her foreslåede SKK-værdier vil derfor blive sammenlignet med de SKK-værdier, der afledes ud fra kvalitetskriterierne for biota (se afsnit 6.6).

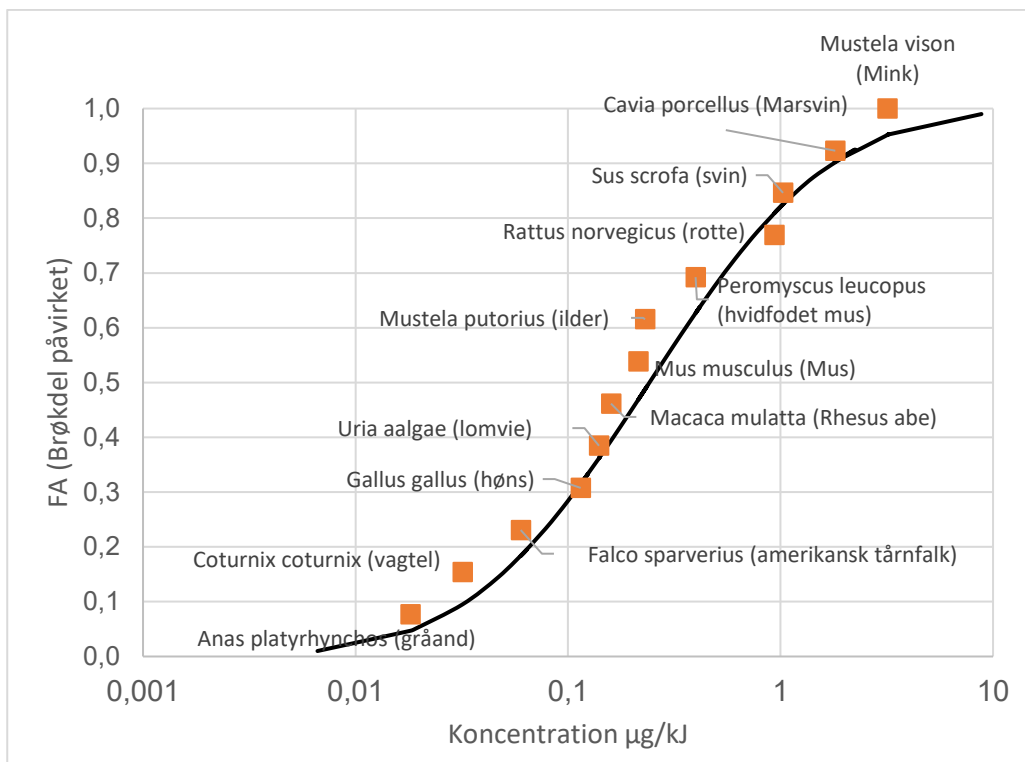
6.3 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning (BKK_{sek.forgiftn.})

BCF-værdier for PCBerne er væsentligt over 100 (se table 3.2) ligesom log K_{ow} for PCBerne er væsentligt højere end 3 (5,7-7,4), og det er derfor relevant at beregne et kvalitetskriterium for biota, BKK_{sek.forgiftn.} jft. TGD (EU, 2018).

Da PCB₁₁₈ er dækket af WHO's og EU's kvalitetskrav er der ikke udledt en værdi for denne kongener.

6.3.1 Ferskvand

Der er samlet fundet data på 13 arter af fugle (5) og pattedyr (8), og derfor vurderes det passende at udføre en SSD. De fundne EC₁₀/NOEC-værdier er angivet i mg/kg og hermed følges metode B jf. TGD'en (s. 86-87 i EU, 2018), hvor værdierne normaliseres i forhold til varigheden af testen ved brug af usikkerhedsfaktorerne (UF) angivet i tabel 9 i EU (2018), samt i forhold til energiindhold i føden ved brug af energiindhold og vandindholdet i tabel 8 i EU (2018). Resultatet af disse normaliseringer fremgår af tabel 4.2 under kolumnen "Omregnet konc. (µg/kJ)" og det er disse normaliserede værdier, som indgår i SSD-analysen. SSD'en ses i figur 6.2.



Figur 6.2. SSD-fordeling for målte effektkoncentrationer i pattedyr og fugle for PCB₆

HC₅ beregnes til 0,018 µg/kJ. Det nedre og øvre 90% konfidensinterval ligger på hhv. 0,0039 og 0,67 mg/kJ. Ved division med en UF på 5 (tabel 10 i EU, 2018), findes PNEC (predicted no effekt concentration) for PCB₆ til 0,0036 µg/kJ.

PNEC normaliseres i forhold til det kritiske fødeemne, som her er fisk, da PCB biomagnificerer. Fisk har et energiindhold på 21.000 kJ/kg tørvægt, et tørstofindhold på 26% og et lipidindhold på 5% (tabel 7 i EU, 2018). Herved beregnes BKK_{sek.forgift., ferskvand} for PCB₆ til:

$$\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn., ferskvand}} = 0,0036 \mu\text{g/kJ} \times (21000 \text{ kJ/kg tørvægt} \times 0,26) = \mathbf{19,7 \mu\text{g/kg fisk vådvægt}}$$

$$\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn., ferskvand}} = 19,7 \mu\text{g/kg fisk vådvægt} / 0,05 = \mathbf{394 \mu\text{g/kg lipid}}$$

6.3.2 Saltvand

En udledning af BKK for saltvand er relevant, da PCB biomagnificerer i den marine fødekæde (afnit 3.3). Ved udledning af BKK for saltvand skal der jf. TGD (EU, 2018) tilføjes en ekstra usikkerhedsfaktor grundet bioakkumuleringen i fødekæden (fisk → pattedyr).

Jf. tabel 3.4 er BMF-værdier målt for sæler på hhv. 182 (hanner) og 68 (hunner) kg vådvægt/kg vådvægt for summen af PCB. For PCB₁₅₃ er BMF-værdier målt til hhv. 255 (hanner) og 76 (hunner) kg vådvægt/kg vådvægt. Der er, som tidligere omtalt, en variation på bioakkumuleringen af de enkelte PCBer. Da det er konstateret, at PCB₁₅₃ er den PCB, der er til stede i de højeste koncentrationer både i sediment og i biota, tages der her udgangspunkt i dette stofs egenskaber. Det er valgt at anvende et gennemsnit af BMF-værdierne for hanner og hunner, dvs. en BMF-værdier på 166 kg vådvægt/kg vådvægt anvendes.

Udledning af BKK for saltvand beregnes for havpattedyr på baggrund af den energinormaliserede PNEC, som er 0,0036 µg/kJ. TGD'en angiver ligeledes et standard energiindhold for havpattedyr til 23.000 kJ/kg tørvægt og et tørstofindhold på 32%, samt et lipidindhold på 10% (tabel 7 i EU, 2018). Det bemærkes, at lipidindholdet ikke er i overensstemmelse med det oplyste lipidindhold i sæler i tabel 3.4 – ligesom energiindholdet (23.000 kJ/kg tørvægt) sandsynligvis er mindre end energiindholdet i sæler. Deraf fås $BKK_{\text{havpattedyr}}$ til:

$$BKK_{\text{havpattedyr}} = 0,0036 \mu\text{g/kJ} \times (23.000 \text{ kJ/kg tørvægt} \times 0,32) = 0,026 \text{ mg/kg havpattedyr vådvægt}$$

$$BKK_{\text{havpattedyr}} = 0,026 \text{ mg/kg havpattedyr vådvægt} / 0,10 = 0,26 \text{ mg/kg lipid}$$

Jf. TGD'en (EU, 2018) er havpattedyr uegnet i overvågningen og derfor tilbageregnes $BKK_{\text{havpattedyr}}$ til en værdi for fisk, som anvendes som kriterier for saltvand, $BKK_{\text{sek.forgiftn., saltvand}}$ for PCB₆. Tilbageregningen sker ved at dividere med BMF-værdien på 166 kg vådvægt/kg vådvægt for havpattedyr:

$$BKK_{\text{sek.forgiftn., saltvand}} = 0,026 \text{ mg/kg havpattedyr vådvægt} / 166 \text{ kg vådvægt/kg vådvægt} = 0,00016 \text{ mg/kg fisk vådvægt} = \mathbf{0,16 \mu\text{g/kg fisk vådvægt}}$$

$$BKK_{\text{sek.forgiftn., saltvand}} = 0,16 \mu\text{g/kg fisk vådvægt} / 0,05 = \mathbf{3,2 \mu\text{g/kg lipid}}$$

Det bemærkes til sammenligning, at for biota har Sverige foreslået et kriterie på 125 µg/kg vådvægt for ferskvand og 75 µg/kg vådvægt for saltvand, begge for PCB₆, samt at Norge har fastlagt et kriterie for PCB₇ på 0,6 µg/kg vådvægt (Jensen et al., 2019).

6.4 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

For PCB₆ har EU, som tidligere omtalt, formuleret en generel grænseværdi i fisk og skaldyr på 75 µg/kg vådvægt – hvilket svarer til 1,5 mg/kg lipid. For fiskeolier er der dog formuleret en generel grænseværdi på 200 µg/kg lipid, hvilket forslås anvendt:

$$\mathbf{HKK} = 75 \mu\text{g/kg fisk vådvægt}^7$$

$$= 200 \mu\text{g/kg lipid}$$

Da PCB₁₁₈ er dækket af WHO's og EU's kvalitetskrav er der ikke udledt en HKK-værdi for denne kongener.

⁷ Den foreslåede HKK er væsentligt højere, end den værdi, der kan beregnes ud fra et foreslået Tolerabelt Dagligt Indtag (TDI) for NDL-PCB på 10 ng/kg lgv/dag (se afsnit 4.3).

Baseret på denne TDI samt antagelsen af, at 20% af TDI stammer fra fisk og at standardfødeindtag er 0,00163 kg fisk vådvægt/kg lgv/dag (side 91 i EU, 2018), fås følgende værdier for HKK:

$$HKK = 10 \text{ ng/kg lgv/d} \times 0,2 / 0,00163 \text{ kg fisk vådvægt/kg lgv/dag} = 1,22 \mu\text{g/kg fisk vådvægt}$$

$$HKK = 1,22/0,05 = 24,5 \mu\text{g/kg lipid}$$

6.5 Vandkvalitetskriterium baseret på BKK og HKK

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der laves en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne ($BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ og HKK) til en vandkoncentration, for at se om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter, også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden. For PCBerne er der ikke fastsat et EU vandkvalitetskrav, og det er heller ikke udledt i dette datablad. PCBer er meget hydrofobe og akkumuleres i organisk materiale og vil derved ikke være detekterbart i vandfasen, hvorfor det ikke giver mening at fastsætte vandkvalitetskriterier for PCBer.

I nuværende datablad fortages tilbegeringen som led i bestemmelse af sedimentkvalitetskriterier baseret på biota (afsnit 6.6) via Equilibrium partitioning (EqP) metoden. Tilbageregningen fra biota til en vandkoncentration foretages ved at dividere med BAF-værdien for hhv. det kritiske fødeemne (her fisk) for sekundær forgiftning og fisk for human konsum. Der tages her, som tidligere, udgangspunkt i BAF-værdien for PCB153 for laksefisk, nemlig 8.125.000 l/kg (tabel 3.3). Heraf fås følgende værdier:

$$BKK_{\text{ferskvand}} = 19,7 \mu\text{g/kg fisk vådvægt} / 8.125.000 \text{ l/kg} = 2,4 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$$

$$BKK_{\text{saltvand}} = 0,16 \mu\text{g/kg fisk vådvægt} / 8.125.000 \text{ l/kg} = 2,0 \times 10^{-8} \mu\text{g/l}$$

$$HKK_{\text{vand}} = 75 \mu\text{g/kg fisk vådvægt} / 8.125.000 \text{ l/kg} = 9,2 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$$

Et formuleret vandkvalitetskriterie baseret på de laveste biotakvalitetskriterier ville således være:

$$BKK_{\text{ferskvand}}: 2,4 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$$

$$BKK_{\text{saltvand}}: 2,0 \times 10^{-8} \mu\text{g/l}$$

6.6 Sedimentkvalitetskriterie baseret på BKK

Som beskrevet tidligere, bør der foretages en tilbageregning fra biota til sediment. Da PCBerne vil findes fordelt i både sediment og biota (se figur 3.1 og figur 3.2) bør der foretages en vægtning i forhold til indholdet af de enkelte kongener. Dette er meget omstændeligt og vil være knyttet til de enkelte geografiske regioner, da koncentrationsfordelingen netop ikke er den samme i de enkelte geografiske regioner. Da det er konstateret, at PCB153 er den PCB, der er til stede i de højeste koncentrationer både i sediment og i biota, er det valgt at tage udgangspunkt i dette stofs egenskaber ved tilbageregningen. Videre, bør der grundet forskelle i fødekæderne skelnes mellem ferskvand og saltvand.

6.6.1 EqP-metoden

I afsnit 6.5 blev forslag til et vandkvalitetskriterie på basis af $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ for ferskvand og saltvand beregnet til henholdsvis $2,4 \times 10^{-6}$ og $2,0 \times 10^{-8} \mu\text{g/l}$. Tilbageregning fra en koncentration af PCB i biota til sediment ved EqP beregnes således:

$$SKK_{\text{sek. forgiftn., EqP, ferskvand/saltvand}} = f_{\text{OC}} \times K_{\text{OC}} \times BKK_{\text{ferskvand/saltvand}}$$

Hvor f_{OC} er fraktionen af organisk karbon sat til 0,05 kg/kg (EU standard sediment på 5% OC) og K_{OC} er fordelingskoefficienten mellem sediment og vand normaliseret til organisk karbon, som for

PCB153 er oprundet til 417.000 l/kg (se tabel 2.1). Dertil ganges med en faktor 2,6 for at omregne fra vådvægt til tørvægt.

$$\begin{aligned} \text{SKK}_{\text{sek. forgiftn., EpP, ferskvand}} &= 0,05 \text{ kg/kg} \times 417.000 \text{ l/kg} \times 2,4 \times 10^{-6} \text{ } \mu\text{g/l} = 0,05 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} \\ &= 0,05 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} \times 2,6 = \mathbf{0,13 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ &= 0,13 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{2,6 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt x foc}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{SKK}_{\text{sek. forgiftn., EpP, saltvand}} &= 0,05 \text{ kg/kg} \times 417.000 \text{ l/kg} \times 2,0 \times 10^{-8} \text{ } \mu\text{g/l} = 0,00042 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} \\ &= 0,00042 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} \times 2,6 = \mathbf{0,0011 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ &= 0,0011 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{0,022 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt x foc}} \end{aligned}$$

$\text{SKK}_{\text{sek. forgiftn., EpP, ferskvand}}$ og $\text{SKK}_{\text{sek. forgiftn., EpP, saltvand}}$ er begge flere faktorer under det SKK, der blev udledt fra toksicitetsdata for sedimentlevende organismer på 220 $\mu\text{g/kg}$ tørvægt (5% OC).

6.6.2 BSAF-metoden

Til sammenligning med de overstående værdier fra EqP har Babut (2018) foretaget en simpel tilbageregning fra biota til sediment baseret på BSAF (akkumuleringsfaktor for sediment til biota). Dog er denne metode ikke anbefalet af TGD (EU, 2018) grundet usikkerheder ved BSAF-værdierne (afsnit 6.2). Babut (2018) har tilbageregnet fra biota til sediment ved anvendelse af følgende formel:

$$\text{SKK}_{\text{BSAF}} = \text{QS}_{\text{inv}} / \text{BSAF}$$

Hvor QS_{inv} er koncentrationen i invertebrater omsat fra $\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}}$, og BSAF er biota-sediment akkumulerings faktoren. QS_{inv} beregnes ved anvendelse af en trofiske magnifikations faktor (TMF) og en værdi for the trofiske niveau, som her betegnes y. y er i dette tilfælde 4, da det trofiske niveau, som anvendes, er fisk (EU, 2018).

$$\text{QS}_{\text{inv}} = \text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} / \text{TMF}^{y-2}$$

Babut (2018) har foretaget beregninger for bl.a. PCB, hvortil en BSAF på 6,0 og en TMF på 4,3 er anvendt. Disse værdier anvendes ligeledes i nuværende datablad, dog uden at der er foretaget kvalitetssikring heraf. Dertil anvendes $\text{BKK}_{\text{sek. fogiftn.}}$ på 19,7 og 0,16 $\mu\text{g/kg}$ vådvægt for henholdsvis fersk- og saltvand beregnet i afsnit 6.3:

$$\text{SKK}_{\text{BSAF, ferskvand}} = (\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn., ferskvand}} / \text{TMF}^{y-2}) / \text{BSAF} = (19,7 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} / 4,3^{4-2}) / 6 = 0,18 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt}$$

$$\text{SKK}_{\text{BSAF, saltvand}} = (\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn., saltvand}} / \text{TMF}^{y-2}) / \text{BSAF} = (0,16 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} / 4,3^{4-2}) / 6 = 0,0014 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt}$$

Babut (2018) beskriver ikke, hvordan overstående metode tager højde for indeholdet af organisk karbon, hvortil det er usikkert at sammenligne med SKK beregnet ud fra data på sedimentlevende organismer og SKK beregnet ved tilbageregning fra biota via EqP.

6.6.3 Konklusion på SKK

Tabel 6.3 er en opsummering af de beregnede SKK-værdier. SKK_{SSD} angiver de værdier beregnet via data på sedimentlevende organsimer via SSD (afsnit 6.2, omregnet fra mg/kg til $\mu\text{g}/\text{kg}$ i tabel 6.3), $SKK_{\text{sek. forgiftn., EqP}}$ betegner de værdier beregnet via tilbageregning fra en biotakoncentration til en sedimentkoncentration (afsnit 6.6.1) og SKK_{BSAF} betegner de beregnede værdier baseret på BSAF (afsnit 6.6.2).

Tabel 6.3. Beregnede SKK-værdier.

	SKK_{SSD}	$SKK_{\text{biota, EqP}}$	SKK_{BSAF}
Ferskvand	220 mg/kg tørvægt (5% OC) 4400 mg/kg tørvægt x f_{OC}	0,13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt (5% OC) 2,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt x f_{OC}	0,18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt
Saltvand	220 mg/kg tørvægt (5% OC) 4400 mg/kg tørvægt x f_{OC}	0,0011 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt (5% OC) 0,022 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt x f_{OC}	0,0014 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørvægt

Da PCBer er stærkt hydrofobe og det ikke forventes at findes i vandfasen, vil den primære eksponering være gennem sediment og biota. Derved bør der laves en tilbageregning fra biota til sediment, for at se om sedimentkriterierne sat ud fra direkte effekter på sedimentlevende organsimer, også sikrer beskyttelse af biota. Til dette er der blevet anvendt to metoder; EqP og BSAF. Ved begge metoder fås værdier for SKK, som ligger flere faktorer under SKK_{SSD} , hvortil det skønnes at SKK_{SSD} ikke vil sikre beskyttelse af biota.

Ved anvendelse af EqP-metoden fås forholdsvis lave værdier, som generelt sammenlignet med overvågningsdata ligger noget under de laveste målte værdier. TGD (EU, 2018) anbefaler at lave en tilbageregning fra biota til sediment (EU, 2018 afsnit 5.2.3 s. 109), men den er ikke tydelig på, hvordan denne tilbageregning egentlig bør foretages. Der er i nuværende datablad forsøgt at lave en sådan tilbageregning, men denne er ikke uden usikkerheder.

Metoden med anvendelse af BSAF er ikke anbefalet af TGD (EU, 2018), og er grundet usikkerheder ved BSAF-værdierne, samt manglende information om organsik karbon indhold heller ikke anbefalet at anvende som endeligt kriterie for sediment i nuværende datablad.

På baggrund af overstående konkluderes det at der på nuværende tidspunkt ikke kan fastsættes en endelig værdi for SKK, som tager højde for PCBs stærkt hydrofobe egenskaber grundet væsentlige usikkerheder ved de anvendte metoder.

7 Konklusion

Følgende forslag til miljøkvalitetskriterier er fundet:

Sedimentkvalitetskriterium:

$SKK_{\text{ferskvand}}$ = Ikke muligt

SKK_{saltvand} = Ikke muligt

Kvalitetskriterium for biota:

$BKK_{\text{sek.forgiftn., ferskvand}}$ = 19,7 $\mu\text{g/kg}$ fisk vådvægt

= 394 $\mu\text{g/kg}$ lipid

$BKK_{\text{sek.forgiftn., saltvand}}$ = 0,16 $\mu\text{g/kg}$ fisk vådvægt

= 3,2 $\mu\text{g/kg}$ lipid

Sundhedskvalitetskriterium:

HKK = 75 $\mu\text{g/kg}$ fisk vådvægt

= 200 $\mu\text{g/kg}$ lipid

Disse forslag dækker ikke PCB118, som allerede er omfattet af EU kvalitetskrav (EU, 2012) for biota (BKK) og human konsum (HKK):

$BKK_{\Sigma\text{PCDD+PCDF+PCB-DL}} = 0,0065 \mu\text{g/kg TEQ}$

$HKK_{\Sigma\text{PCDD+PCDF+PCB-DL}} = 6,5 \text{ ng/kg}$ fisk vådvægt

Da disse kvalitetskrav fra EU (2012) er formuleret som en sum af flere stoffer, er det ikke umiddelbart muligt at omregne disse kvalitetskrav til et tilsvarende sedimentkvalitetskriterie for PCB118. Det bør også noteres at der foreligger et nyt udkast fra februar 2023 på revurderede EU kvalitetskrav, som skal til forhandling.

8 Referencer

Ahmed, T., Arscott, G.H. & Tinsley, J. (1978). Effect of Chlorinated Hydrocarbons on Reproductive Performance of Adult White Leghorn Male Chickens. *Poultry Sci.* 57: 1594-1598.

Arblaster, J., Ikonomou, M.G., & Gobas, F.A. (2015). Toward Ecosystem-Based Sediment Quality Guidelines for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). *Integrated Environmental Assessment and Management* 11 (4), 689-700.

Arnold, D.L., Mes, J., Bryce, F., Karpinski, K., Bickis, M.G., Zawidzka, Z.Z. & Stapley, R. (1990). A Pilot Study on the Effects of Aroclor 1254 ingestion by Rhesus and Cynomolgus Monkeys as a Model for Human ingestion of PCBs. *Fd. Chem. Toxic.* 28 (12):847-857.

ATSDR (2000). TOXICOLOGICAL PROFILE FOR POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBs). U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. November 2000.

Aulerich, R.J. & Ringer, R.K. (1977). Current Status of PCB Toxicity to Mink, and Effect on Their Reproduction. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 6: 279-292.

Bäcklin, B.-M., Persson, E., Jones, C.J.P. & Dantzer, V. (1998). Polychlorinated biphenyl (PCB) exposure produces placental vascular and trophoblastic lesions in the mink (*Mustela vison*): a light and electron microscopic study. *APMIS* 106: 785-799.

Babut, M. (2018). Essai de transposition des NQE_{biote} en concentrations seuil pour les sédiments. Rapport final. Programme Irstea AFB 2016-2018 38p.

Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Gabrielsen, G.W. & Chapdelaine, G. (2002). Food consumption by seabirds in Norwegian waters. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 43–57.

Barsotti, D.A., Marlar, R.J. & Allen, J.R. (1976). Reproductive Dysfunction in Rhesus Monkeys Exposed to Low Levels of Polychlorinated Biphenyls (Aroclor 1248). *Fd Cosmet. Toxicol.* 14: 99-103.

Biessmann, A. (1982). Effects of PCBs on gonads, sexhormone balance and reproduction processes of Japanese Quail *Coturnix coturnix japonica* after ingestion during sexual maturation. *Environ. Pollut. Ser. A.* 27: 15-30.

Bird, D.M., Tucker, P.H., Fox, G.H. & Laguë, P.C. (1983). Synergistic Effects of Aroclor 1254 and Mirex on the Semen Characteristics of American Kestrels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 633-640.

Bird, F.H., Chawan, C.B. & Gerry, R.W. (1978). Response of Broiler Chickens to Low Level Intake of Polychlorinated Biphenyl Isomers. *Poultry Sci.* 57: 538-541.

Bleavins, M.R., Aulerich, R.J. & Ringer, R.K. (1980). Polychlorinated Biphenyls (Aroclors 1016 and 1242): Effects on Survival and Reproduction in Mink and Ferrets. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 9: 627-635.

Boese, B.L., Winsor, M., Lee, H. II., Echols, S., Pelletier, J. & Randall, R. (1995). PCB congeners and hexachlorobenzene biota sediment accumulation factors for *Macoma nasuta* exposed to sediments with different total organic carbon contents. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.14 pp. 303–310. Refereret i

Boix, J., Cauli, O. & Felipo, V. (2010). Developmental exposure to polychlorinated biphenyls 52, 138 or 180 affects differentially learning or motor coordination in adult rats. Mechanisms involved. *Neuroscience* 167(4), 994-1003.

Borgå, K., Gabrielsen, G.W. & Skaare, J.U. (2001). Biomagnification of organochlorines along a Barents Sea food chain. *Environmental Pollution* 113 (2001), 187-109.

Borgå, K., Wolkers, H., Skaare, J.U., Hop, H., Muird, D.C.G. & Gabrielsen, G.W. (2005). Bioaccumulation of PCBs in Arctic seabirds: influence of dietary exposure and congener biotransformation. *Environmental Pollution* 134 (2005) 397–409.

Brieger, G., Hunter, R.D. (1993). Uptake and depuration of PCB 77, PCB 169, and hexachlorobenzene by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 26 pp.153–165.

Brown, J. F. Jr., Mayes, B. A., Silkworth, J. B., & Hamilton, S. B. (2007). Polychlorinated Biphenyls–Modulated Tumorigenesis in Sprague–Dawley Rats: Correlation with Mixed Function Oxidase Activities and Superoxide (O₂^{•-}) Formation Potentials and Implied Mode of Action. *Toxicological Sciences* 98(2), 375–394.

Brunström, B., Lund, B.-O., Bergman, A., Asplund, L., Athanassiadis, I., Athanasiadou, M., Jensen, S. & Öberg, J. (2001). Reproductive Toxicity in Mink (*Mustela vison*) Chronically Exposed to Environmentally Relevant Polychlorinated Biphenyl Concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (10): 2318–2327.

Brunström, B., Kihlström, I. & Lundkvist, U. (1982). Studies of Foetal Death and Foetal Weight in Guinea Pigs Fed Polychlorinated Biphenyls (PCB). *Acta pharmacol. Et toxicol.* 50: 100-103.

Call, D.J. & Harrell, B.E. (1974). Effects of Dieldrin and PCBs Upon the Production and Morphology of Japanese Quail Eggs. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 11 (1): 70-77.

Carter, J.W. & Mercer, L.P. (1983). Pair-feeding Study of PCB (Aroclor 1254) Toxicity in Rats. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 686-691.

- Cecil, H.C, Bitman, J., Lillie, R.J., Fries, G.F. & Verrett, J. (1974). Embryotoxic and teratogenic effects in unhatched fertile eggs from hens fed polychlorinated biphenyls (PCBs). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11: 489-495.
- Chen, S.-W., Dziuk, P.J. & Francis, B.M. (1994). Effect of Four Environmental Toxicants on Plasma Ca and Estradiol 17 β and Hepatic P450 in Laying Hens. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(5): 789-796.
- Chu, I., Villeneuve, D.C., Yagminas, A., Lecavalier, P., Poon, R., Håkansson, H., Ahlborg, U.G., Valli, V.E., Kennedy, S.W., Bergman, Å., Seegal, R.F. & Feeley, M. (1996a). Toxicity of 2,4,4'-trichlorobiphenyl in rats following 90-day dietary exposure. *J Toxicol Environ Health* 49, 301-318.
- Clark, D.R. Jr. & Stafford, C.J. (1981). Effects of DDE and PCB (Aroclor 1260) on Experimentally Poisoned Female Little Brown Bats (*Myotis lucifugus*): Lethal Brain Concentrations. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 7: 925-934.
- Cullon, D.L., Yunker, M.B., Christensen, J.R., Macdonald, R.W., Whitticar, M.J., Dangerfield, N.J. & Ross, P.S. (2012). Biomagnification Of Polychlorinated Biphenyls In A Harbor Seal (*Phoca vitulina*) Food Web From The Strait Of Georgia, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 31, No. 11, pp. 2445–2455, 2012.
- DiPinto, L.M., Coull, B.C. & Chandler, G.T. (1993). Lethal and sublethal effects of the sediment-associated PCB Aroclor 1254 on a meiobenthic copepod. *Environ Toxicol Chem* 12:1909–1918.
- Djordjevic, A.B., Antonijevic, E., Curcic, M., Milovanovic, V. & Antonijevic, B. (2020). Endocrine-disrupting mechanisms of polychlorinated biphenyls. *Current Opinion in Toxicology* 19: 42-49.
- Donahue, D.A., Bowen, C.L., Povost, T.L. & Meserve, L.A. (2002). Effects of PCB on Reproductive Success in Sprague-Dawley Rats Exposed to Aroclor 1254 for One Year. *Ohio J. Sci.* 102 (5): 102-105.
- Drouillard, K.G. & Norstrom, R. J. (2003). The Influence of Diet Properties and Feeding Rates on PCB Toxicokinetics in the Ring Dove. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 44: 97–106.
- EF (2006). EU-kommissionens forordning (EF) nr. 1881/2006 af 19. december 2006 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenede stoffer i fødevarer (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32006R1881>)
- EC (2019). Endocrine disruptors. https://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/substances_en.htm#priority_list
- EpiSuite. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.1. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- 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 (2012). Forordning nr. 1259/2011 af 2. december 2011, afsnit 5.3 i bilaget til forordning om ændring af Kommissionens forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdier for dioxiner, dioxinlignende PCB'er og ikke-dioxinlignende PCB'er i fødevarer (EUT L 320 af 3.12.2011, s. 18).

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

EU Working Group (2019). EQS dossier. Non Dioxin-Like PolyChlorinated Biphenyls (https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/wfd/Library/working_groups/priority_substances/priority_substances_1/substance_dossiers/dossiers_2010-jan/PCBs%20NDL%20EQS%20draft%20dossier%2020110120.doc). Link kræver log-in til Circabc.

Fernie, K.J., Smits, J.E., Bortolotti, G.R. & Bird, D.M. (2001a). Reproduction Success of American Kestrels Exposed to Dietary Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (4): 776-781.

Fisher, S.A., Bortolotti, G.R., Fernie, K.J., Smits, J.E., Marchant, T.A., Drouillard, K.G. & Bird, D.M. (2001). Courtship Behavior of Captive American Kestrels (*Falco sparverius*) Exposed to Polychlorinated Biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41, 215–220.

Holleman, K.A., Barnett, B.D. & Wicker, G.W. (1976). Response of Chicks and Turkey Poults to Aroclor 1242. *Poultry Science* 55: 2354-2356.

Garthoff, L.H., Friedman, L., Farber, T.M., Locke, K.K., Sobotka, T.J., Green, S., Hurley, N.E., Peters, E.L., Story, G.E., Moreland, F.M., Graham, C.H., Keys, J.E., Taylor, M.J., Scalera, J.V., Rothlein, J.E., Marks, E.M., Cerra, F.E., Rodi, S.B. & Sporn, E. M. (1977). Biochemical and Cytogenetic Effects in Rats caused by Short-Term ingestion of Aroclor 1254 or Firemaster BP6. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 3: 769-796.

Gray, L. Earl, Ostby, J., Marshall, R. & Andrews, J. (1993). Reproductive and Thyroid Effects of Low-Level Polychlorinated Biphenyl (Aroclor 1254) Exposure. *Fundamental and Applied Toxicology* 20:288-294.

Han, X.-Y., Wang, Z.-Y., Zhai, Z.-C. & Wang, L.-S. (2005). Estimation of n-octanol/water Partition Coefficients (Kow) of all PCB Congeners by Ab initio and Cl Substitution Position Method. *QSAR Comb. Sci.* 25 (4): 333-341.

Haseltine, S.D. & Prouty, R.M. (1980). Aroclor 1242 and Reproductive Success of Adult Mallards (*Anas Platyrhynchos*). *Environmental Research* 23: 29-34.

Henny, C.J., Kaiser, J.L., Grove, R.A., Bentley, R.V. & Elliott, J.E. (2003). Biomagnification Factors (Fish To Osprey Eggs From Willamette River, Oregon, U.S.A.) For PCDDS, PCDFS, PCBS AND OC Pesticides. *Environmental Monitoring and Assessment* 84: 275–315, 2003.

Holleman, K.A., Barnett, B.D. & Wicker, G.W. (1976). Response of Chicks and Turkey Poults to Aroclor 1242. *Poultry Science* 55: 2354-2356.

IARC 107 (2016). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans, polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. Volume 107.

ICES (2016a). MIME regional assessment of status and trends in CB concentrations in sediment. http://dome.ices.dk/osparmime2016/regional_assessment_sediment_chlorobiphenyls.html

ICES (2016b). MIME regional assessment of status and trends in CB concentrations in biota. http://dome.ices.dk/osparmime2016/regional_assessment_biota_chlorobiphenyls.html

Aldenberg, T. & Jaworska, J.S. (2000). Uncertainty of the Hazardous Concentration and Fraction Affected for Normal Species Sensitivity Distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, 1-18.

Jefferies, D.J. & Parslow, J.L.F. (1976). Thyroid Changes in PCB-dosed Guillemots and Their Indication of One of the Mechanisms of Action of These Materials. *Environ. Pollut.* 10: 293-311.

Jensen, J., Sanderson, H., Larsen, M.M., Johansson, L.S. & Kallestrup, H. (2019). Assessment of hazardous substances in Danish sediment and biota according to Norwegian, Swedish and Dutch quality, Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 146, 2019.

Jefferies, D.J. & Parslow, J.L.F. (1976). Thyroid Changes in PCB-dosed Guillemots and Their Indication of One of the Mechanisms of Action of These Materials. *Environ. Pollut.* 10: 293-311.

Khan, M.A., Lichtensteiger, C.A., Faroon, O., Mumtaz, M., Schaeffer, D.J. & Hansen, L.G. (2002). The hypothalamo-pituitary-thyroid (HPT) axis: a target of nonpersistent ortho-substituted PCB congeners. *Toxicol Sci* 65, 52-61.

Khan, M.A. & Hansen, L.G. (2003). ortho-Substituted polychlorinated biphenyl (PCB) congeners (95 or 101) decrease pituitary response to thyrotropin releasing hormone. *Toxicol Lett* 144, 173-182.

Klimisch, H., Andreae, M. & Tillmann, U. (1997). A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharm*, 25, 1-5.

Landrum, P.F., Faust, W.R. & Eadie, B.J. (1989). Bioavailability and toxicity of a mixture of sediment-associated chlorinated hydrocarbons to the amphipod *Pontoporeia hoyi*. In Cowgill UM, Williams LR, eds, *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, Vol 12. STP 1027. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 315–329.

Landrum, P.F., Leppanen, M., Robinson, S.D., Gossiaux, D.C., Burton, G.A., Greenberg, M., Kukkonen, J.V.K., Eadie, B.J. & Lansing, M.B. (2004). Comparing behavioral and chronic

endpoints to evaluate the response of *Lumbriculus variegatus* to 3,4,3,4-tetrachlorobiphenyl sediment exposures. *Environ Toxicol Chem* 23:187–194.

Lillie, R.J., Cecil, H.C., Bitman, J. & Fries, G.F. (1975). Toxicity of Certain Polychlorinated and Polybrominated Biphenyls on Reproductive Efficiency of Caged Chickens. *Poultry Science* 54: 1550-1555.

Linder, R.E., Gaines, T.B. & Kimbrough, R.D. (1974). The Effect of Polychlorinated Biphenyls on Rat Reproduction. *Fd Cosmet. Toxicol.* 12: 63-77.

Lundkvist, U. (1990). Clinical and reproductive effects of Clophen A50 (PCB) administered during gestation on pregnant guinea pigs and their offspring. *Toxicology* 61: 249-257.

McCoy, G., Finlay, M.F., Rhone, A., James, K. & Cobb, G.P. (1995). Chronic Polychlorinated Biphenyls Exposure on Three Generations of Oldfield Mice (*Peromyscus polionotus*): Effects on Reproduction, Growth, and Body Residues. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28:431-435.

McLeese, D.W. & Metcalfe, C.D. (1980). Toxicities of eight organochlorine compounds in sediments and seawater to *Crangon septemspinosa*. *Bull Environ Contam Toxicol* 25:921–928.

Miljø- og Fødevareministeriet (2017). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr 1625 af 19/12/2017.

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

Miljøstyrelsen (2014). Evaluation of health hazards by exposure to Polychlorinated biphenyls (PCB) and proposal of a health-based quality criterion for soil. Environmental Project No. 1485, 2014.

Miljøstyrelsen (2012). Fastsættelse af miljøkriterier for jordmiljøet, Polyklorerede biphenyler.

Miniats, O.P., Platonow, N. S. & Geissinger, H. D. (1977). Experimental Polychlorinated Biphenyl Toxicosis in Germfree Pigs. *Can. J. comp. Med.* 42: 192-199.

Murdoch, M.H., Chapman, P.M., Norman, D.M. & Quintino, V.M. (1997a). Spiking sediment with organochlorines for toxicity testing. *Environ. Toxicol Chem* 16:1504–1509.

Murdoch, M.H., Chapman, P.M., Johns, D.M. & Paines, M.D. (1997b). Chronic effects of organochlorine exposure in sediment to the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Environ Toxicol Chem* 16:1494–1503.

OSPAR (1998). Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria The Hague: 25-29 November 1996. ANNEX 20 : Subgroup report - Derivation of PCB EAC.

OSPAR (2008). OSPAR SIME 2008: WORKING GROUP ON CONCENTRATIONS, TRENDS AND EFFECTS OF SUBSTANCES IN THE MARINE ENVIRONMENT (SIME). EDINBURGH (SCOTLAND): 11-13 MARCH 2008.

- Peakall, D.B. & Peakall, M.L. (1973). Effect of Polychlorinated Biphenyl on the Reproduction of Artificially and Naturally Incubated Dove Eggs. *Journal of Applied Ecology* 10 (3): 863-868.
- Platonow, N.S. & Karstad, L.H. (1973). Dietary Effects of Polychlorinated Biphenyls on Mink. *Can. J. comp. Med.* 37: 391-400.
- Quinn, M.J. Jr., French, J.B. Jr., McNabb, F.M., & Ottinger, M.A. (2002). The Effects of Polychlorinated Biphenyls (AROCLOR 1242) on Thyroxine, Estradiol, Molt, and Plumage Characteristics in the American Kestrel (*Falco sparverius*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 (7); 1417-1422.
- Roos, R., Andersson, P.L., Krister, K., Håkansson, H., Westerholm, E., Hamers, T., Hamscher, G., Heikkinen, P., Korkalainen, M., Leslie, H.A., Niittynen, M., Sankari, S., Schmitz, H.-J., van der Ven, L.T.M., Viluksela, M. & Schrenk, D. (2011). Hepatic effects of a highly purified 2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl (PCB 180) in male and female rats. *Toxicology* 284, 42-53.
- Sanders, O.T. & Kirkpatrick, R.L. (1977). Reproductive Characteristics and Corticoid Levels of Female White-Footed Mice Fed ad Libitum and Restricted Diets Containing a Polychlorinated Biphenyl. *Environmental Research* 13: 358-363.
- Scott, M.L. (1977). Effect of PCBs, DDT, and mercury compounds in chickens and Japanese Quail. *Federation Proceedings* 36: 1888-1893.
- Shiu, W.Y. & Mackay, D. (1986). A critical review of Aqueous Solubilities, Vapor Pressures, Henry's Law Constants, and Octanol-Water Partition Coefficients of the Polychlorinated Biphenyls. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 15 (2): 911-929.
- Sinkkonen, S. & Paasivirta, J. (2000). Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere* Vol. 40 pp. 943-949.
- Solly, S.R.B., Shanks, V., Steele, R.T. & Poole, W.S.H. (1976). Effects of polychlorinated biphenyls on poultry. *N.Z. Journal of Agricultural Research* 19: 225-229.
- Spencer, F. (1982). An Assessment of the Reproductive Toxic Potential of Aroclor 1254 in Female Sprague-Dawley Rats. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 28: 290-297.
- Swartz, R.C., Kemp, P.F., Schults, D.W. & Lamberson, J.O. (1988). Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Environ Toxicol Chem* 7: 1013-1020.
- Thomas, P.T. & Hinsdill, R.D. (1978). Effect of Polychlorinated Biphenyls on the Immune Responses of Rhesus Monkeys and Mice. *Toxicology and Applied Pharmacology* 44: 41-51.
- Troisi, G.M., Barton, S.J., Liori, O. & Nyman, M. (2020). Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Sex Hormone Concentrations in Ringed and Grey Seals: A Possible Link to Endocrine Disruption? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 78: 513-524.

Turk, D.E. & Hietman, K.G. (1976). Ingested Polychlorinated Biphenyl (Aroclor 1242) and Growth, Calcium and Zinc Absorption, and Intestinal Ultrastructure in Chicks. *Poultry Science* 55: 672-678.

Ward, J.M. (1985). Proliferative Lesions of the Glandular Stomach and Liver in F344 Rats Fed Diets Containing Aroclor 1254. *Environmental Health Perspectives* 60: 89-95.

WHO (2003). Polychlorinated biphenyls: human health aspects. Concise international chemical assessment document 55.

Xiao, W., Li, K., Wu, Q., Nishimura, N., Chang, X. & Zhou, Z. (2010). Influence of persistent thyroxine reduction on spermatogenesis in rats neonatally exposed to 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl. *Birth Defects Res B Dev Reprod Toxicol* 89(1), 18-25.

Bilag A

Toksicitet over for sedimentlevende organismer (EC₅₀, NOEC, EC_x, PNEC osv.).

Ferskvandsorganismer

Kronisk toksicitet

Art	Fødegrundlag	Forsøgsparametre	Kemikalie	Tid fra spikning til test (d)	Ekspone-ringstid (d)	Endpoint, Effekt	Konc. (µg/kg)	Normaliseret effektkoncentration µg/g-OC ^m : målt ⁿ : nominal	Normaliseret effektkoncentration µg/kg (5% OC)	Reference	Klimisch score
Musling (Bivalvia) <i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Filtrator</i>		3,3',4,4' - Tetrachlorbiphenyl (PCB 77)	-	14	NOEC, Overlevelse Ubundet		50.000	2.500.000	Brieger & Hunter, 1993	3
Børsteorm (Oligochaeta) <i>Lumbriculus variegatus</i>	<i>Deposit feeding</i>		3,3',4,4' - Tetrachlorbiphenyl (PCB 77)	60	10	NOEC, Reproduktion Ubundet		10.000	500.000	Landrum et al., 2004	2

Saltvandsorganismer

Kronisk toksicitet

Art	Fødegrundlag	Forsøgsparametre	Kemikalie	Tid fra spikning til test (d)	Ekspone-ringstid (d)	Endpoint, Effekt	Konc. (µg/kg)	Normaliseret effektkoncentration µg/g-OC ^m : målt ⁿ : nominal	Normaliseret effektkoncentration µg/kg (5% OC)	Reference	Klimisch score
Tangloppe (Amphipoda) <i>Rhepoxynius abronius</i>	<i>Deposit feeding</i>	Silt+ler: 73-81 TOC: 0,98-1,08	PCB (Aroclor 1242, Aroclor 1254, Aroclor 1260)	28-35	10	NOEC, Overlevelse	≥ 27400	2560^m	128.000	Murdoch et al., 1997a	1
Tangloppe (Amphipoda) <i>Rhepoxynius abronius</i>	<i>Deposit feeding</i>	Silt+ler: 73-81 TOC: 0,98-1,08	PCB (Aroclor 1242, Aroclor 1254, Aroclor 1260)	28-35	10	LOEC, Overlevelse	> 27400	2560 ^m	128.000	Murdoch et al., 1997a	1
Tangloppe (Amphipoda)	<i>Deposit feeding</i>	Voksen Temp. 15°C	Aroclor 1254		10	LC ₁₀ , Overlevelse	6700	2680 ⁿ	134.000	Swartz et al., 1988	3

<i>Rhepoxynius abronius</i>		Salinitet: 25‰ TOC: 0,25									
Tangloppe (Amphipoda) <i>Rhepoxynius abronius</i>	<i>Deposit feeding</i>	Voksen Temp. 15°C Salinitet: 25‰ TOC: 0,25	Aroclor 1254		10	LC ₅₀ , Overlevelse	10800	4320 ⁿ	216.000	Swartz et al., 1988	3
Tangloppe (Amphipoda) <i>Rhepoxynius abronius</i>	<i>Deposit feeding</i>	Voksen Temp. 15°C Salinitet: 25‰ TOC: 0,25	Aroclor 1254		10	LC ₅₀ , Overlevelse	8800	3520 ^m	176.000	Swartz et al., 1988	3
Tangloppe (Amphipoda) <i>Pontoporeia hoyi</i>	<i>Deposit feeding</i>	OC: 1,0 ± 0,2%	PCB-blanding, 7 kongenere	1	9	NOEC, Overlevelse Ubundet		420	21.000	Landrum et al., 1989	2,3
Tangloppe (Amphipoda) <i>Rhepoxynius abronius</i>	<i>Deposit feeding</i>	Salinitet: 25‰ TOC: 0,25	Aroclor 1254	-	10	LC ₅₀ , Død		2900 ^m	145.000	Swartz et al., 1988	3
Tangloppe (Amphipoda) <i>Rhepoxynius abronius</i>	<i>Deposit feeding</i>	Silt+ler: 73-81 TOC: 0,98-1,08	Aroclor blanding (22%Aroclor 1242, 66%Aroclor 1254; 12%Aroclor 1260)	28	10/20	NOEC, Overlevelse/vækst Ubundet		2560 ^m	128.000	Murdoch et al., 1997a	1
Musling (Bivalvia) <i>Macoma nasuta</i>	<i>Deposit feeding</i>		PCB-blanding	Variabel	119	NOEC, Overlevelse /vækst Ubundet		81	4050	Boese et al., 1995	2
Havbørsteorm (Polychaeta) <i>Neanthes arenaceodentata</i>	<i>Deposit feeding</i>	Juvenil (14-21 d) Silt+ler: 77 TOC: 1,03	PCB (Aroclor 1242, Aroclor 1254, Aroclor 1260)	28	120	NOEC, Reproduktion	27400	2560^m	128.000	Murdoch et al., 1997b	2
Havbørsteorm (Polychaeta) <i>Neanthes arenaceodentata</i>	<i>Deposit feeding</i>	Juvenil (14-21 d) Silt+ler: 77 TOC: 1,03	PCB (Aroclor 1242, Aroclor 1254, Aroclor 1260)	28	120	LOEC, Reproduktion	> 27400	2560 ^m	128.000	Murdoch et al., 1997b	2
Havbørsteorm (Polychaeta) <i>Neanthes arenaceodentata</i>	<i>Deposit feeding</i>		Aroclor blanding	28	120	NOEC, Reproduktion Ubundet		2560	128.000	Murdoch et al., 1997b	2
Reje (Decapoda) <i>Crangon septemspinosa</i>	<i>Omnivore</i>		Aroclor 1242	-	4	NOEC, Overlevelse Ubundet		280	14.000	Mc.Leese et al., 1980	2, 3
Reje (Decapoda) <i>Crangon septemspinosa</i>	<i>Omnivore</i>		Aroclor 1254	-	4	NOEC, Overlevelse Ubundet		1200	60.000	Mc.Leese et al., 1980	2, 3

Vandloppe (Copepoda) <i>Microarthridion littorale</i>	<i>Herbivore</i>	Hunner	Aroclor 1254	-	4	LC ₅₀ , Overlevelse		6400	320.000	DiPinto et al., 1993	2, 3
Vandloppe (Copepoda) <i>Microarthridion littorale</i>	<i>Herbivore</i>	Hanner	Aroclor 1254	-	4	LC ₅₀ , Overlevelse		3000	150.000	DiPinto et al., 1993	2, 3
Vandloppe (Copepoda) <i>Microarthridion littorale</i>	<i>Herbivore</i>		Aroclor 1254	-	12	LOEC, Reproduk- tion Ubundet		100 (omregnet til NOEC=50 ved division med 2)	5000 (omregne t til NOEC= 2500 ved division med 2)	DiPinto et al., 1993	2, 3

Bilag B

Sammenligning af NOAEL / LOAEL-body burden (BB) for NDL (ikke-dioxin-lignende). PCBer testet in-vivo med estimerede menneskelige belastninger af NDL-PCB, udtrykt som margin for belastning (MoBB). Data hentet fra Miljøstyrelsen (2014).

Bemærk at tabellen er på engelsk, og derfor er der engelsk tegnsætning i denne tabel.

PCB No	Human Body Burden (µg/kg)	DT50 (days)	Effect	NOAEL µg/kg/d	NOAEL Body Burden µg/kg/d	LOAEL µg/kg/d	LOAEL Body burden µg/kg/d	MoBB NOAEL	MoBB LOAEL	Reference i Miljøstyrelsen
1			Increased uterus weight, immature rat			160,000 i.p.	160,000 ^{e)}			Ecobichon (1974)
2			Increased uterus weight, immature rat	160,000 i.p.	160,000 ^{e)}					Ecobichon (1974)
3			Increased uterus weight, immature rat	160,000 i.p.	160,000 ^{e)}					Ecobichon (1974)
4			0.15	160,000 i.p.	160,000 ^{e)}					Ecobichon (1974)
8	0.18		Increased uterus weight, immature rat	160,000 i.p.	160,000 ^{e)}					Ecobichon (1974)
11			Increased uterus weight, immature rat	160,000 i.p.	160,000 ^{e)}					Ecobichon (1974)
15			Increased uterus weight, immature rat	160,000 i.p.	160,000 ^{e)}					Ecobichon (1974)
18	0.018	2	Increased uterus weight/			8,000 i.p.	12,000 ^{c)}		670000	Li (1995)
18			Immature rat Serum thyroxine, weanling rat	128000	190,000 ^{c)}			>1e7		Li (1995)
28	0.44	1.4	90-day toxicity, rat, liver and thyroid	36 p.o.	400^{d)}	360 p.o.	4000^{d)}	900	9000	Chu (1996a)
28	0.44	1.4	Repro rat, decreased body weight and spatial learning in female offspring	8,000 p.o.	14,000 ^{c)}	32,000 p.o.	56,000 ^{c)}	32000	127000	Ness (1993)
33	0.012	0.2	-							
37	0.0025	0.34	-							
47	0.28	3	Repro, rat, decreased dopamin in offspring	1,000 p.o.	4,200 ^{c)}	10000	42,000 ^{c)}	15000	150000	Seegal (1997)
47			Repro, rat, sexual behaviour	1,000 i.p.	4,200 ^{c)}	20000	84,000 ^{c)}	15000	300000	Wang (2002)
47			Thyroid, weanling rat,	4,100 p.o.	4,100 ^{d)}			15000		Saeed (1997)
47			Increased uterus weight, immature rat	3000	6,000 ^{c)}	9000	18,000 ^{c)}	21000	64000	Seegal (2005)
47			Repro, rat, decreased dopamin in offspring	10000	42,000 ^{c)}	20000	84,000 ^{c)}	150000	300000	Seegal (2005)
52	0.064	0.9	Increased uterus weight, immature rat			14,000 i.p.	20,000 ^{c)}		312500	Jansen (1993)

PCB No	Human Body Burden (µg/kg)	DT50 (days)	Effect	NOAEL µg/kg/d	NOAEL Body Burden µg/kg/d	LOAEL µg/kg/d	LOAEL Body burden µg/kg/d	MoBB NOAEL	MoBB LOAEL	Reference i Miljøstyrelsen
52			Immunotoxicity, rat	1,000 p.o.	5,000^{e)}			78000		Sargent (1991)
52			Thyroid, T3 in dams, rat	3000	4,000 ^{e)}	10000	13,000 ^{e)}	63000	200000	Lillienthal (2011)
52			Thyroid, T3 in offspring, rat			3000	4,000 ^{e)}		63000	Lillienthal (2011)
52			Hearing threshold, rat offspring			5000	6,500 ^{e)}		100000	Lillienthal (2011)
52			Learning, rat offspring	1000	1300			20000		Boix (2010)
54		0.2	Increased uterus weight, immature rat	3000	3,600 ^{e)}	10000	12,000 ^{e)}			Arcaro (1999)
60	0.082	0.3	-							
66	0.24		-							
74	1.36	3.1 (37)	-							
95	1.4		Repro, rat	32,000 po	64,000 ^{e)}					Schantz (1996)
95			Repro, behaviour, rat			8,000 p.o.	16,000 ^{e)}			Schantz (1997)
95			Thyroid, rat	4,000 i.p.	7,000 ^{e)}	8,000 i.p.	14,000 ^{e)}			Khan (2002)
95			Repro, auditory cortex changes, rat			6000 p.o.	12,000 ^{e)}			Kenet (2007)
99	1,24	>90	-							
101	0.138	2.6	Thyroid, rat			16,000 i.p.	30,000 ^{e)}		220000	Khan (2002, 2003)
110	0.042	2.5 (64)	Oestrogenicity and thyroid hormone, rat	4,000 i.p.	8,000 ^{e)}	16,000 i.p.	32,000 ^{e)}	190000	762000	Li (1998)
128	0.126	6.3	90 day toxicity, rat, liver and thyroid	42 p.o.	800 ^{d)}	420 p.o.	7,000 ^{d)}	6500	55000	Lecavalier (1997)
132			Sperm count, rat offspring			1,000 ^{e)}	1000			Hsu (2007)
132			Oestrogenicity, thyroid hormones, immature rat	48,000 i.p.	96,000 ^{e)}					Li (2001)
138	11.1	>90	Learning, rat offspring			1000	15,000 ^{e)}		1400	Boix (2010)
141	0.034	>90								
149			Oestrogenicity, immature rat	48,000 i.p.	96,000 ^{e)}					Li (2001)
149			Thyroid hormones, immature rat	8000	16,000 ^{e)}	32000	64,000 ^{e)}			Li (2001)
153	13.56	>90	90 day toxicity, rat, liver and thyroid	34 p.o.	1,200 ^{d)}	340	9,000 ^{d)}	85	660	Chu (1996b)
153			Reproduction, rat	125000	125,000 ^{e)}	250000	250,000 ^{e)}	9200	18400	Morrissey (1992)
153			Oestrogenicity, rat, ip	11,000 i.p.	22,000 ^{e)}	25,000 i.p.	50,000 ^{e)}	1600	3700	Li (1994)
153			Thyroid, rat offspring			16000	32,000 ^{e)}		2300	Ness (1993)
153			Learning, rat offspring	16,000 po.	32,000 ^{e)}	32000	64,000 ^{e)}	2300	4700	Schantz (1995)

PCB No	Human Body Burden (µg/kg)	DT50 (days)	Effect	NOAEL µg/kg/d	NOAEL Body Burden µg/kg/d	LOAEL µg/kg/d	LOAEL Body burden µg/kg/d	MoBB NOAEL	MoBB LOAEL	Reference i Miljøstyrelsen
153			Hyperactivity, rat offspring			5000	50,000 ^{c)}		3687	Holene (1998)
153			Immunotoxicity, mouse, po	100000	100,000 ^{e)}			7500		Kerkvliet (1990)
153			Thyroid, rat offspring	16000	112,000 ^{e)}	64000	448,000 ^{e)}	8300	33000	Kobayashi (2008)
153			Growth, rat offspring	1000	35,000 ^{e)}	5000	175,000 ^{e)}	2600	13000	Sitarek (2009)
153			Elevated monoamine in brain, offspring, rats	16000	112,000 ^{e)}	64000	448,000 ^{e)}	8300	33000	Honma (2009)
153			Testis/sperm, rat offspring	25	125^{e)}	2500	12,500^{e)}	10	50	Xiao (2010)
153			Thyroid, rat offspring			25	125 ^{e)}		10	Xiao (2010)
153			2-Year toxicity, liver and thyroid, rat	70	16,000 ^{d)}	210	52,000 ^{d)}	1200	3800	NTP (2006)
170	3.58	>90	Immunotoxicity, mice, ip	50000	50,000 ^{e)}	100000	100,000 ^{e)}	14000	28000	Harper (1995)
180	9.16	>90	Immunotoxicity, mice, ip	50000	50,000 ^{e)}	100000	100,000 ^{e)}	5500	11000	Harper (1995)
180			Learning, rat offspring			1000	15,000 ^{c)}		1650	Boix (2010)
180			Thyroid, T3, rat offspring			7500	30,000 ^{c)}		3300	Lilienthal (2011)
180			Hearing threshold, rat offspring, BMD			73000	73,000 ^{c)}		8000	Lilienthal (2011)
180			28-Days toxicity, liver hypertrophy, rat	340	9,400 ^{c)}	500	15,000 ^{c)}	1025	1650	Ross (2011)
183	1.2		-							
187	1.92	>90	-							
194	0.64	>90	-							
206	0.06		Immunotox, mice, ip	4600	4,600 ^{e)}	11500	11,500 ^{e)}	77000	192000	Harper (1993)
207			Immunotox, mice, ip	4600	4,600 ^{e)}	11500	11,500 ^{e)}			Harper (1993)
208			Immunotox, mice, ip	4600	4,600 ^{e)}	11500	11,500 ^{e)}			Harper (1993)
209	0.028		Immunotox, mice, ip	11500	11,500 ^{e)}	46000	46,000 ^{e)}	410000	1600000	Harper (1993)

a) Human body burdens calculated from the median PCB concentrations found in human milk (EFSA 2005) assuming 20% lipid in the human body.

b) MoBB (Margin of body burdens) is calculated by dividing the estimated body burden in animals at the NOAEL or LOAEL with the calculated median human body burden.

c) The body burden at study termination was estimated assuming 100% bioavailability and one compartment, first order elimination kinetics, using the half-lives in rats reported for individual PCB by Tanabe *et al.* (1981).

d) The body burdens were calculated from the reported measured accumulated concentrations of the respective NDL-PCB in the fat tissue of the rats. It was assumed that the rats contained 10% fat as reported by Geyer *et al.*, (1990).

e) Single dose study. The dose was considered equal to the body burden, assuming 100% bioavailability, irrespective of the route of administration.

Bilag C

Kronisk og sub-kronisk toksicitet af PCB over for fugle og pattedyr. Data hentet fra MST (2012).

Der er i forbindelse med dette datablad ikke foretaget en vurdering af studierne kvalitet, idet disse blev gennemgået i MST (2012). Derfor er kun de studier, som også blev anvendt i MST (2012), anvendt her.

De studier, der er markeret med fed, er anvendt til etablering af SSD.

Bemærk at tabellen er på engelsk og der derfor er anvendt engelsk tegnsætning i denne tabel.

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksponeringstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
Fugle						
Anas platyrhynchos (gråand)	Aroclor 1242	EC_{8,9}	150	12 weeks	Eggshell thickness	Hasseltine & Prouty (1980)
Coturnix coturnix (vagtøl)	Clophen A60	EC₁₀	33.6	21 dg	10% increase in liver-weight.Mg/kg feed. Deduced from data in the article. No statistical difference between ♂♂ and ♀♀. Data for ♂♂ and ♀♀ pooled.	Biessmann (1982)
Coturnix coturnix (vagtøl)	Aroclor 1242	EC ₁₈	312.5	21 dg	Number of eggs per day hens were in the experiment	Call & Harrell (1974)
Coturnix coturnix (vagtøl)	Aroclor 1254	EC ₄₇	78.1	21 dg	Number of eggs per day hens were in the experiment	Call & Harrell (1974)
Coturnix coturnix (vagtøl)	Aroclor 1260	EC ₁₃	62.5	21 dg	Number of eggs per day hens were in the experiment	Call & Harrell (1974)
Coturnix coturnix (vagtøl)	Clophen A60	EC ₁₀	121	21 dg	Egg-laying capacity.Mg/kg feed. Exposure in sexual maturation period (week 2, 3 and 4). Value deduced from data in article	Biessmann (1982)
Falco sparverius (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1242	EC₁₀	7	5 months	Reduced plasma thyroxine levels. Approximate value deduced from fig. 1, using averages of week 3, 4 and 5	Quinn et al. (2002)

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksponeringstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
Falco sparverius (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1248:1254:1 260 - 1:1:1	EC _x			Male sexual behaviour increased by about 100% at a dosis of about 7 mg/kg bw pr. dg	Fisher et al. (2001)
Falco sparverius (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1248:1254:1 260 - 1:1:1	EC _x		100 dg	No. of flegdling per breeding pair. Deduced from table 1 in the article.	Fernie et al. (2001a)
Falco sparverius (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1248:1254:1 260 - 1:1:1	EC _x			Male sexual behaviour increased by about 100% at a dosis of about 7 mg/kg bw pr. dg	Fisher et al. (2001)
Falco sparverius (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1248:1254:1 260 - 1:1:1	NOAEL	7 mg/kg bw per day	100 dg	No. of flegdling per breeding pair. Deduced from table 1 in the article.	Fernie et al. (2001a)
Falco sparverius (amerikansk tårnfalk)	Aroclor 1254	LOEC (EC ₂₂ -EC ₂₇)	33	62-69 dg	ww. Semen quality	Bird et a. (1983)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC₁₀	0.5	31-42 weeks	Egglaying. Deduced from data in article	Solly et al. (1976)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1232	EC ₆₀	20	9 weeks	20 mg/kg feed ==> max embryo mortality of approximately 60%	Cecil et al. (1974)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1242	EC ₁₀	53	28 dg	Weight gain. Deduced from data in article	Holleman et al. (1976)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1242	EC ₁₀	57	28 dg	Mortality. Deduced from data in article	Holleman et al. (1976)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1242	EC ₁₀	3.5	8 weeks	Hatchability. Deduced from data in article	Lillie et al. (1975)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1242	EC ₁₂	48	7 weeks	Growth judged from figure in article. There were as well effects on Ca and Zn uptake, and on some physiological endpoints.	Turk & Hietman (1976)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1242	EC _x	20	10 weeks	20 mg/kg feed ==> 100% embryo mortality after 10 weeks exposure	Ax & Hansen (1975)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1242	EC _x	20	9 weeks	20 mg/kg feed ==> max embryo mortality of approximately 93%	Cecil et al. (1974)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1248	EC _x	20	9 weeks	20 mg/kg feed ==> max embryo mortality of approximately 96%	Cecil et al. (1974)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1248	EC ₁₀	2.1	8 weeks	Hatchability. Deduced from data in article. At 8 weeks	Scott (1977)

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksponeringstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
					accumulation in eggs and hens was still far from steady state	
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1248	EC ₁₀	6.4	8 weeks	Hatchability. Deduced from data in article	Lillie et al. (1975)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	13	40 weeks	Semen volume. Approximate value deduced from data in article	Ahmed et al. (1978)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀		5dg	Liver weight. Deduced from data in article	Chen et al. (1994)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	1.5	5dg	Microsomal protein. Deduced from data in article	Chen et al. (1994)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	1.8	3 weeks	Growth from 5 weeks of age to 8 weeks of age. Deduced from regression formula given in the article. The 10% effect is in relation to weight in the group fed 0,1 mg/kg feed	Bird et al. (1978)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	0.5	31-42 weeks	Egg laying. Deduced from data in article	Solly et al. (1976)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	13	40 weeks	Semen volume. Approximate value deduced from data in article	Ahmed et al. (1978)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	5	5 dg	Liver weight. Deduced from data in article	Chen et al. (1994)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	1.5	5 dg	Microsomal protein. Deduced from data in article	Chen et al. (1994)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₁₀	1.8	3 weeks	Growth from 5 weeks of age to 8 weeks of age. Deduced from regression formula given in the article. The 10% effect is in relation to weight in the group fed 0,1 mg/kg feed	Bird et al. (1978)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₉₇	20	10 weeks	20 mg/kg feed ==> 92% embryo mortality 14 weeks after onset of exposure	Ax & Hansen (1975)
Gallus gallus (høns)	Aroclor 1254	EC ₃₂	20	9 weeks	20 mg/kg feed ==> max embryo mortality of approximately 32%	Cecil et al. (1974)

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksponeringsstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
Streptopelia risoria (ringduer)	Aroclor 1242: 1248: 1260 (1:1:1)	EC _x	27-193	105 dg		Drouillard & Nordstrom (2003)
Streptopelia risoria (ringduer)	Aroclor 1254	EC ₇₄	10	2 generations	Hatchability.	Peakall & Peakall (1973)
Uria aalgae (lomvie)	Aroclor 1254	EC₁₀	≈ 22	45 dg	Weight of pituitary. Estimated from the regression given in article	Jefferies & Parslow (1976) + Barrett et al. (2002) (food consumption, see below)
Pattedyr						
Cavia porcellus (Marsvin)	Clophen A50	NOEC	25	43 dg	Maternal weight decrease. The number of dead fetuses was about 3x control level	Lundkvist (1990)
Cavia porcellus (Marsvin)	Clophen A50	EC ₇₀	ca. 4 mg/kg bw/dg	45 dg	No. Of live foetuses	Brunström et al. (1982)
Macaca mulatta (Rhesus abe)	Aroclor 1248	EC₁₀	1	20 weeks	Reduction in serum gamma globulin. Approximate value deduced from data in article	Thomas & Hinsdill (1978)
Macaca mulatta (Rhesus abe)	Aroclor 1248	EC ₃₇	2.5	10 months	Reproduction. Calculated from data in article.	Barsotti et al. (1976)
Macaca mulatta (Rhesus abe)	Aroclor 1254	EC _x		120 weeks	280 µg/kg per dg 5 days a week ==>100% abortion (only 4 test individuals)	Arnold et al. (1990)
Mus musculus (Mus)	Aroclor 1248	EC₁₀	18	5 weeks	Increase in mortality after endotoxin challenge. Approximate value deduced from data in article.	Thomas & Hinsdill (1978)
Mus musculus (Mus)	Aroclor 1254	EC ₁₀	30	30 dg	Liver weight. Approximate value deduced from data in article.	Sanders et al. (1977)
Mustela putorius (ilder)	Aroclor 1016	NOEC	10	8 months	Reproduction	Bleavins et al. (1980)
Mustela putorius (ilder)	Aroclor 1242	EC _x		8 months	100% impairment of reproduction at 20 mg/kg	Bleavins et al. (1980)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1254	EC₁₀	0.3	4 months	Kits per female. Approximate value deduced from data in article	Aulerich & Ringer (1977)

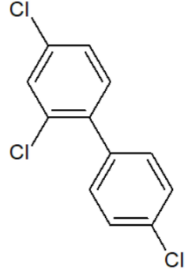
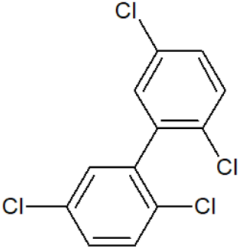
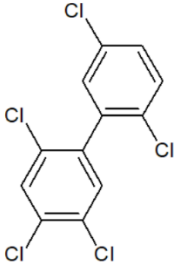
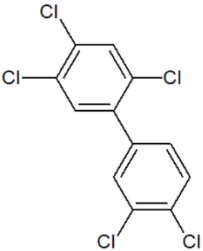
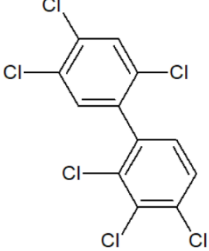
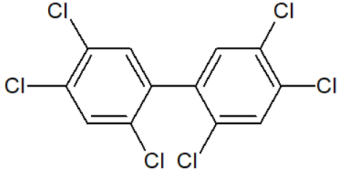
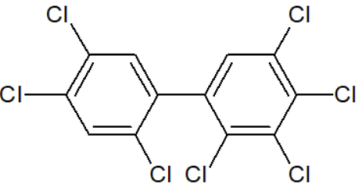
Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksponeeringstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
Mustela vison (Mink)		NOEC	1		Calculated from NOAEL = 53 µg/kg bw/dg. Bw 1.129 kg (Bäcklin et al. 1998). Daily food intake 60 g/dg (53 g/kg bw per day, Bleavins & Aulerich 1981). Feed was fish.	Fuchsman et al. (2008)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1016	EC ₄₂	20	8 months	Reproduction	Bleavins et al. (1980)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1242	EC ₁₀	0.5	8 months	Reproduction. Approximate value deduced from data in article	Bleavins et al. (1980)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1254	EC ₁₀	1.3	4 months	Body weight gain. Approximate value, deduced from data in article	Aulerich & Ringer (1977)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1254	EC ₁₀	0.5	9 months	Kits per female. Approximate value deduced from data in article	Aulerich & Ringer (1977)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1254	EC ₁₀	0.5	9 months	Increased liver weight. Approximate value deduced from data in article	Aulerich & Ringer (1977)
Mustela vison (Mink)	Aroclor 1254	NOEC	0,32	5 months	Mortality	Platonow & Karstad (1973)
Mustela vison (Mink)	Clophen A50	EC ₁₀	≈ 3.5	79-94 dg	Viable fetuses. Deduced from data in article	Bäcklin et al. (1998) - Food consumption see Bleavins & Aulerich (1981)
Mustela vison (Mink)	Clophen A50	EC ₁₀	0.8	18 months	Weight of kits at birth. Deduced from data in article	Brunström et al. (2001)
Mustela vison (Mink)	Clophen A50	EC ₁₀	0.9	18 months	Weight of thymus in new-born. Approximate value deduced from data in article	Brunström et al. (2001)
Myotis lucifugus (flagermus)	Aroclor 1260	EC ₁₇	15	40 dg	Mortality. 2 of 12 died at a dose of 15 mg/kg feed (mealworms)	Clark & Stafford (1981)
Peromyscus leucopus (hvidfodet mus)	Aroclor 1254	EC₁₀	9.4	5 weeks	Weight of liver. Deduced from data in article	Sanders & Kirkpatrick (1977)

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksposeringstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
Peromyscus polionatus (strandmus)	Aroclor 1254	EC ₇₅	5	2 generations	Survival to weaning of second generation. Body burden 15 mg/kg bw	McCoy et al. (1995)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	EC₁₀	13	15 weeks	Liver weight in males. Approximate value deduced from data in article.	Earl Gray et al. (1993)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	EC ₁₀	49	26 months	Mortality of pups	Bushnell et al. (2002)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	EC ₁₀	20	10 dg	Increase in liver weight. Approximate value deduced from data in article	Carter & Mercer (1983)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1016	NOEC	50	24 months	Total tumors	Brown et al. (2007)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1242	LOEC	50	24 months	Total tumors	Brown et al. (2007)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	EC ₁₀	20	20 dg	Body weight gain. Approximate value deduced from data in article. Square root transformation.	Garthoff et al. (1977)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	EC ₁₀	25	105 weeks	Survival of males. Deduced from data in article.	Ward (1985)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	EC ₁₀₀	≤ 1,25	1 year	Reproduction	Donahue et al. (2002)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	LOEC	25	24 months	Total tumors	Brown et al. (2007)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254	NOEC	200	10 dg	Deduced from data in article. EC ₁₀ value approximate. NOEC value corresponds to about 17% effect. Information in article on methodology very meager; refers to another article.	Spencer (1982)
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1254 og 1260	EC ₁₀	3	2 generations	Liver weight in F1 generation. Approximate value deduced from data in article (A1254 and A1260 data pooled). No clear trends in reproduction and pup survival.	Linder et al. (1974)

Dyr	PCB	Endpoint	Konc. i føde (mg/kg)	Eksponeringstid	Bemærkninger	Reference
Animal	PCB	Endpoint	Conc. in food (mg/kg)	Exposure duration	Remarks	Reference
Rattus norvegicus (rotte)	Aroclor 1260	LOEC	25	24 months	Total tumors	Brown et al. (2007)
Sus scrofa (svin)	Aroclor 1254	EC₁₀	≈32	56 dg	Weight of liver. Deduced from data in article	Miniats et al. (1977)

Bilag D

Struktur af PCBerne

<p>PCB28</p>  <chem>Clc1ccc(cc1)-c2ccc(Cl)cc2Cl</chem>	<p>PCB52</p>  <chem>Clc1ccc(Cl)cc1-c2ccc(Cl)cc2Cl</chem>	<p>PCB101</p>  <chem>Clc1ccc(cc1)-c2c(Cl)c(Cl)cc2Cl</chem>
<p>PCB118</p>  <chem>Clc1c(Cl)cc(Cl)cc1-c2ccc(Cl)cc2Cl</chem>	<p>PCB138</p>  <chem>Clc1c(Cl)cc(Cl)cc1-c2c(Cl)c(Cl)cc2Cl</chem>	<p>PCB153</p>  <chem>Clc1c(Cl)cc(Cl)cc1-c2c(Cl)c(Cl)cc2Cl</chem>
<p>PCB180</p>  <chem>Clc1c(Cl)cc(Cl)cc1-c2c(Cl)c(Cl)cc2Cl</chem>		

Bilag E

Test for normalfordeling ved anvendelse af logtransformerede data

Kolmogorov-Smirnov-test på data for sedimentlevende organismer

(<https://www.socscistatistics.com/tests/kolmogorov/default.aspx>)

Your Data

```
3.39794000  
9  
3.60745502  
3  
4.14612803  
6  
4.32221929  
5  
5.10720997  
5.10720997  
5.69897000  
4
```

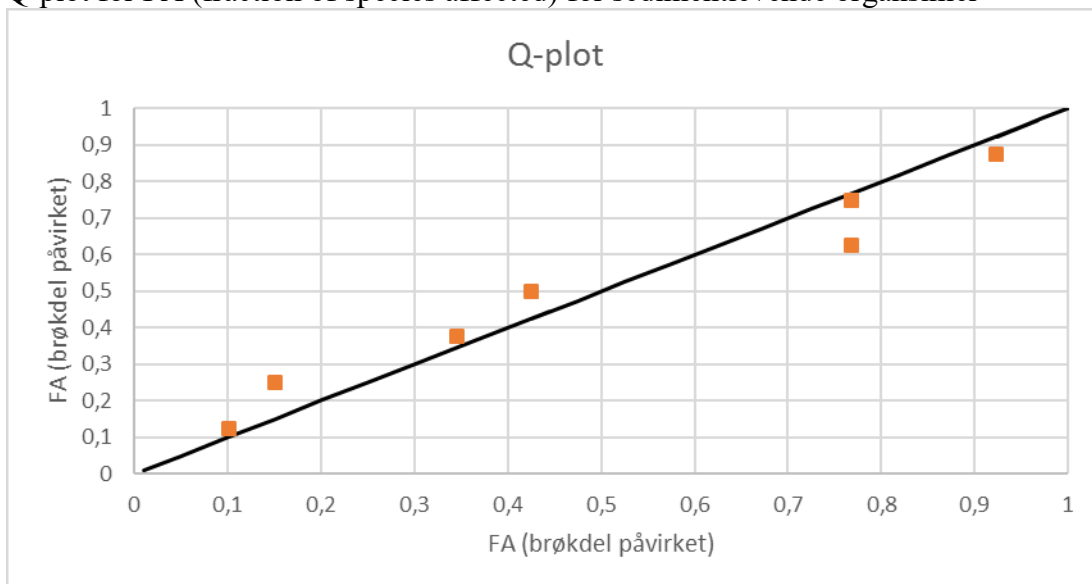
Distribution Summary

Count : 7
Mean: 4.48388
Median: 4.322219
Standard Deviation: 0.8506
Skewness: 0.10687
Kurtosis: -1.409622

Result: The value of the K-S test statistic (D) is .21425.

The *p*-value is .84406. Your data does *not* differ significantly from that which is normally distributed.

Q-plot for FA (fraction of species affected) for sedimentlevende organismer



Kolmogorov-Smirnov-test på data for biota, sekundær forgiftning
(<https://www.socscistatistics.com/tests/kolmogorov/default.aspx>)

Your Data

```
5.03E-01  
-6.69E-01  
1.17E-02  
-1.50E+00  
-4.00E-01  
-8.54E-01  
-9.40E-01  
2.58E-01  
-1.22E+00  
-2.88E-02  
-6.38E-01  
-7.98E-01  
-1.74E+00
```

Distribution Summary

Count : 13

Mean: -0.61655

Median: -0.669

Standard Deviation: 0.671391

Skewness: 0.049676

Kurtosis: -0.681482

Result: The value of the K-S test statistic (D) is .12865.

The *p*-value is .96368. Your data does *not* differ significantly from that which is normally distributed.

Shapiro-Wilk test / Shapiro-Francia test ($n < 50 / n > 50$), Anderson-Darling test, Jarque & Bera test, Cramer-von Mises test, d'Agostino-Pearson test.

(<https://www.gigacalculator.com/calculators/normality-test-calculator.php>)

✓ Calculation results		
Shapiro-Wilk p-value	0.9543 (W = 0.9760)	📄
Shapiro-Francia p-value	0 (W' = 0.2574)	📄
D'Agostino-Pearson p-value	0.8817 (K² = 0.2518)	📄
Jarque-Bera p-value	0.8111 (JB = 0.4187)	📄
Cramer-von Mises p-value	0.8404 (W = 0.0294)	📄
Anderson-Darling p-value	0.8818 (W = 0.1878)	📄
Data Points	13	📄
Mean	-0.6165	📄
Range	-1.74 - 0.5030	📄
Standard deviation	0.6451	📄

Q-plot for FA for sedimentlevende organismer

