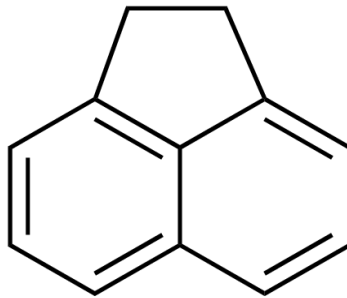




# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## Acenaphthen CAS nr. 83-32-9



Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub> *	0,15 µg/l
Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>saltvand</sub> *	0,15 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub>	3,8 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>saltvand</sub>	0,76 µg/l
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>ferskvand</sub>	0,48 mg/kg tørvægt (5% OC) 9,6 mg/kg tørvægt x f <sub>OC</sub>
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>saltvand</sub>	0,048 mg/kg tørvægt (5% OC) 0,96 mg/kg tørvægt x f <sub>OC</sub>
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	3,2 mg/kg vådvægt
Biota-kvalitetskriterium, humant konsum	HKK	0,61 mg/kg vådvægt

\* Vandkvalitetskriterier er fastsat på baggrund af forøget kræftisiko for mennesker ved indtag af fiskeriprodukter.

December 2022

# Indholdsfortegnelse

<b>FORORD</b>	<b>3</b>
<b>ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>4</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>8</b>
<b>2 FYSISK-KEMISKE EGENSKABER</b>	<b>9</b>
<b>3 SKÆBNE I MILJØET</b>	<b>10</b>
3.1 NEDBRYDELIGHED	10
3.2 BIOAKKUMULERING	11
3.3 NATURLIG FOREKOMST	12
<b>4 TOKSICITETSDATA</b>	<b>13</b>
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	13
4.2 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	13
4.3 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	14
4.4 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	14
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>15</b>
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>16</b>
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	16
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	16
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	17
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> )	18
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANT KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	19
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> OG HKK	20
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>21</b>
<b>8 REFERENCER</b>	<b>22</b>
<b>BILAG A TOKSICITET OVER FOR VANDORGANISMER</b>	<b>24</b>
<b>BILAG B TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER</b>	<b>29</b>
<b>BILAG C REFERENCER TIL ORIGINALLITTERATUR FRA ANVENDTE LITTERATURKILDER</b>	<b>30</b>

# Forord

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

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

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

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

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 26.08.2022.

# English Summary and conclusions

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

Data on environmental fate of acenaphthene and PAH in general were primarily retrieved from the SVHC supporting document for Coal Tar Pitch (ECHA 2009) and the European risk assessment report (EU-RAR 2008) for Coal Tar Pitch. The main data source for ecotoxicity data was the RIVM (2012) report on environmental risk limits for PAH, which reviewed the environmental data available in the EU RAR. Furthermore, data were searched in the publicly available databases, authority toxicity reviews and publicly available scientific literature.

## AA-EQS for water

Chronic effect data were available for four freshwater species (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia*, *Paratanytarsus parthenogeneticus*, *Pimephales promelas*), representing four taxonomic groups (algae, crustaceans, insects, fish), and for one saltwater species (fish, *Cyprinodon variegatus*). The lowest EC<sub>10</sub> value was 38 µg/L for effects on growth in *P. subcapitata*, however, it was noted that the lowest NOEC and L/EC<sub>10</sub> values for the algae, the crustacean and the insect were largely identical (ranging from 38-42 µg/L).

Based on the available data, an assessment factor (AF) of 10 was chosen to calculate the AA-EQS for freshwater:

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} &= \text{EC}_{10} / \text{AF} \\ &= 38 \mu\text{g/L} / 10 \\ &= \mathbf{3.8 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

There was no supplementary data for a specific marine taxon. Therefore, an AF of 100 was used to calculate the AA-EQS for saltwater, including the data for freshwater species:

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{saltwater}} &= \text{EC}_{10} / \text{AF} \\ &= 38 \mu\text{g/L} / 100 \\ &= \mathbf{0.38 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

In addition to the AA-EQS for direct effects on aquatic organisms, a water quality criterion based on “back-calculation” from the biota criteria for human health (QS<sub>human health</sub>) was developed. Please note that the QS<sub>water, human health</sub> is lower than the AA-EQS based on direct effects as shown in the above paragraphs. QS<sub>water, human health</sub> is therefore applied as AA-EQS for both freshwater and saltwater.

## MAC-EQS for water

Acute toxicity data were available for both freshwater and saltwater species. As no significant difference in sensitivity between freshwater and saltwater species was found, the acute toxicity data was combined.

Relevant acute data were available for 11 species from seven taxonomic groups (bacteria, blue-green algae, gastropoda, bivalvia, insects, crustaceans, fish) available. The lowest EC<sub>50</sub> value was found for the blue mussel *Mytilus edulis* at 382 µg/L for effects on feed filtration. The value was chosen as a starting point for MAC-EQS.

Acute data for the algae taxa were lacking. Instead, the chronic algae study was included and the base set of taxa (algae, crustaceans, fish) was then considered as complete. On this basis, an AF of 100 was chosen and MAC-EQS for freshwater was calculated as follows:

$$\begin{aligned}\text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}} &= \text{EC}_{50} / \text{AF} \\ &= 382 \mu\text{g/L} / 100 \\ &= \mathbf{3.8 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

The availability of an EC<sub>50</sub> value for a saltwater-specific species was considered in the choice of an AF of 500 for the calculation of the MAC-EQS for saltwater:

$$\begin{aligned}\text{MAC-EQS}_{\text{saltwater}} &= \text{EC}_{50} / \text{AF} \\ &= 382 \mu\text{g/L} / 500 \\ &= \mathbf{0.76 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

### QS for sediment

Acenaphthene has a log K<sub>ow</sub> and log K<sub>oc</sub> ≥ 3 (Table 2.1) and it was therefore relevant to develop a criterion to protect benthic organisms. Toxicity data were only available for a single species, the amphipod *Rhepoxynius abronius*. Two almost identical chronic values, 48 and 49 mg/kg dry weight (dw) (5% organic carbon (OC)), were available. The sediment criteria (QS<sub>sed</sub>) were calculated based on the lowest LC<sub>10</sub> of 48 mg/kg dw (5% OC) with AF of 100 and 1000 for freshwater and saltwater sediment, respectively.

$$\begin{aligned}\text{QS}_{\text{sed, freshwater}} &= \text{LC}_{10} / 100 \\ &= 48 \text{ mg/kg dw} / 100 \\ &= \mathbf{0.48 \text{ mg/kg dw (5\% OC)}} \\ &= 0.48 \text{ mg/kg dw} / 0.05 \\ &= \mathbf{9.6 \text{ mg/kg dw x foc}}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{QS}_{\text{sed, saltwater}} &= \text{LC}_{10} / 1000 \\ &= 48 \text{ mg/kg dw} / 1000 \\ &= \mathbf{0.048 \text{ mg/kg dw (5\% OC)}} \\ &= 0.048 \text{ mg/kg dw} / 0.05 \\ &= \mathbf{0.96 \text{ mg/kg dw x foc}}\end{aligned}$$

### QS for secondary poisoning

BAF and BCF values > 100 were available for acenaphthene, therefore it was relevant to develop a QS for secondary poisoning.

A single study was available for acenaphthene toxicity in mammals, which led to a NOAEL of 175 mg/kg bw/day for liver effects in mice (subchronic study).

Following the TGD method A (section 4.4.5.1 in EU 2018) the NOAEL was recalculated under consideration of the mouse body weight (bw), here set to 20 g (0,02 kg), daily energy expenditure (DEE) and diet concentration on an energy basis ( $C_{\text{energy normalised}}$ ).

$$\begin{aligned}\text{LogDEE} &= 0.8136 + 0.7149 \cdot \log(\text{bw}) \\ &= 0.8136 + 0.7149 \cdot \log(20 \text{ g}) \\ &= 1.74\end{aligned}$$

$$\text{DEE [kJ/d]} = 10^{1.74} = 55 \text{ kJ/day}$$

$$\begin{aligned}C_{\text{energy normalised}} &= \text{NOAEL} \cdot \text{bw/DEE} \\ &= 175 \text{ mg/kg bw/day} \cdot 0.02 \text{ kg bw} / 55 \text{ kJ/day} \\ &= 0,064 \text{ mg/kJ}\end{aligned}$$

Since the study was subchronic, an AF of 3 (table 9 in EU 2018) was used to extrapolate to chronic effects and an AF of 10 (table 10 in EU 2018) was used to extrapolate from laboratory to different protection levels, resulting in an AF of 30:

$$\begin{aligned}\text{PNEC}_{\text{sec.pois.}} &= C_{\text{energy normalised}} / \text{AF} \\ &= 0.064 \text{ mg/kJ} / 30 \\ &= 0.0021 \text{ mg/kJ}\end{aligned}$$

$\text{PNEC}_{\text{sec.pois.}}$  was then transformed into the  $\text{QS}_{\text{sec.pois.}}$  [mg/kg ww] using the dry matter content (D) and energy content (E) of the critical food item. Acenaphthene concentrations in biota are most likely decreasing with increasing trophic level due to the higher organisms' ability to metabolise PAH. Therefore, the mussel, being the organism of the lowest trophic level, for which standard values were available (Table 7 in EU 2018), was chosen as the critical food item.

$$\begin{aligned}\text{QS}_{\text{sec.pois.}} &= \text{PNEC}_{\text{sec.pois.}} \cdot E_{\text{mussel}} \cdot D_{\text{mussel}} \\ &= 0.0021 \text{ mg/kJ} \cdot 19 \text{ kJ/g dw} \cdot 0.08 \text{ g dw/g ww} \cdot 1000 \\ &= \mathbf{3.2 \text{ mg/kg ww}}\end{aligned}$$

### QS for human health

Acenaphthene does not have a harmonized classification. Uncertainty remains regarding the potential of carcinogenic effects and of specific organ toxicity through prolonged exposure. RIVM (2001) concluded that acenaphthene must be considered carcinogenic, and estimated an increased cancer risk of  $1:10^4$  for a daily oral exposure of 500  $\mu\text{g/kg bw/day}$ , resulting in a MPR of 500  $\mu\text{g/kg bw/day}$ . Applying the currently used cancer risk of  $1:10^6$  in the water framework directive, the MPR is reduced to 5  $\mu\text{g/kg bw/day}$ . This MPR, , an allocation factor of 20% accounting for the contribution of intake via seafood and a standard seafood intake (I) of 0.00163 was used to derive a QS for human health:

$$\begin{aligned}\text{QS}_{\text{human health}} &= 0.2 \cdot \text{MPR} / \text{I} \\ &= 0.2 \cdot 0.005 \text{ mg/kg bw/day} / 0.00163 \text{ kg ww/kg bw/day} \\ &= \mathbf{0,61 \text{ mg /kg ww}}\end{aligned}$$

### **QS<sub>water</sub> based on QS<sub>sec. pois.</sub> and QS<sub>human health</sub>**

A QS<sub>water</sub> based on the biota criteria was calculated under consideration of bioaccumulation as expressed by the BAF of 4,100 L/kg ww (Table 3.2) to see if the QS<sub>water</sub> based on direct effects would protect biota/human health. Following the precautionary principle, the lower value as presented by the QS<sub>human health</sub> was chosen for the calculation of the QS<sub>water</sub>.

$$\begin{aligned}\text{QS}_{\text{water, human health}} &= \text{QS}_{\text{human health}} / \text{BAF} \\ &= 0.61 \text{ mg/kg ww} / 4100 \text{ L/kg ww} \\ &= \mathbf{0.15 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

The QS<sub>water, human health</sub> is lower than the derived QS<sub>freshwater</sub> (3.8 μg/L) and QS<sub>saltwater</sub> (0.38 μg/L) based on direct effects. The QS<sub>freshwater</sub> and QS<sub>saltwater</sub> are therefore not considered to be protective against both direct effects and effects on human health. The QS<sub>water, human health</sub> is therefore applied as QS<sub>freshwater</sub> and QS<sub>saltwater</sub>.

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

AA-EQS <sub>freshwater</sub> *	= 0.15 μg/L
AA-EQS <sub>saltwater</sub> *	= 0.15 μg/L
MAC-EQS <sub>freshwater</sub>	= 3.8 μg/L
MAC-EQS <sub>saltwater</sub>	= 0.76 μg/L
QS <sub>sed, freshwater</sub>	= 0.48 mg/kg dry weight (5% OC)
	= 9.6 mg/kg dry weight x foc
QS <sub>sed, saltwater</sub>	= 0.048 mg/kg dry weight (5% OC)
	= 0.96 mg/kg x foc
QS <sub>sec. pois.</sub>	= 3.2 mg/kg [mussel] wet weight
QS <sub>human health</sub>	= 0,61 mg/kg wet weight

\*Water quality criteria (AA-EQS) are derived from QS<sub>water, human health</sub> based on increased cancer risk in humans when consuming fishery products.

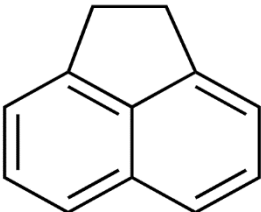
# 1 Indledning

Acenaphthen tilhører stofgruppen af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH). Acenaphthen forekommer som bestanddel i UVCB<sup>1</sup> og dannes utilsigtet ved afbrænding af brændsler som kul og træ. Stoffet er registreret som mellemprodukt under REACH og har nogle mindre anvendelser inden for kemikalieindustrien (ECHA 2018).

Identiteten af acenaphthen fremgår af tabel 1.1.

Acenaphthen er, i modsætning til flere af de andre PAHer, ikke opført på ”Kandidatlisten” på REACH eller omfattet af restriktioner vedr. indhold i produkter og markedsføring jf. bilag XVII under REACH.

Tabel 1.1. Identitet af acenaphthen (RIVM 2012)

IUPAC navn	Acenaphthen
Strukturformel	
CAS nr.	83-32-9
EC nr.	201-469-6
Kemisk formel	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>
SMILES	c1ccc2cccc3c2c1cc3
Selvklassificering	Eye Irrit. 2, H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. Aquatic Acute 1, H400: Meget giftig for vandlevende organismer. Aquatic Chronic 1, H410: Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer. Aquatic Chronic 2, H411: Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger. Skin Irrit. 2, H315: Forårsager hudirritation. Eye Irrit. 2A, H319: Forårsager alvorlig øjenirritation. STOT SE 3, H335: Kan forårsage irritation af luftvejene.

<sup>1</sup> Substance of Unknown or Variable Composition



## 2 Fysisk-kemiske egenskaber

De fysisk-kemiske egenskaber for acenaphthen fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk-kemiske egenskaber for acenaphthen

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, $M_w$ ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ )	154,2	RIVM 2012
Smeltepunkt, $T_m$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	93,4	RIVM 2012
Kogepunkt, $T_b$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	279	RIVM 2012
Damptryk, $P_v$ (Pa)	$3,3\cdot 10^{-1}$ (ved $25^{\circ}\text{C}$ )	EU-RAR 2008
Henry's konstant, $H$ ( $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ )	13,9	RIVM 2012
Vandopløselighed, $S_w$ ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,00416	RIVM 2012
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	3,92	RIVM 2012
Sediment/vand fordelingskoefficient $K_{oc}$ ( $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	2510 - $2,1\cdot 10^5$	Pubchem 2022

## 3 Skæbne i miljøet

### 3.1 Nedbrydelighed

Hydrolyse er generelt ikke en relevant nedbrydningsmekanisme for PAH (ECHA 2009), og det forventes heller ikke at være en relevant nedbrydningsvej for acenaphthen.

PAH kan nedbrydes abiotisk ved fotolyse og processen beskrives nærmere i SVHC-støttedokumentet (ECHA 2009) med EU risikovurderingsrapporten (EU-RAR 2008) som oprindelig kilde. I vandfasen forventes fotolyse kun at forekomme i betydende omfang i de øverste få centimeter af vandkolonnen. Fotolyse kan, i varierende grad, medføre en højere toksicitet af PAH, da processen kan resultere i dannelse af reaktive oxygen-molekyler (såkaldt singlet oxygen;  $^1\text{O}_2$ ). Singlet oxygen kan være skadelig for biologisk materiale, og/eller danne nye mere giftige komponenter ved fotomodifikation (oftest oxidation) (ECHA 2009).

Hvorvidt der kan forekomme aerob bionedbrydning af PAH, afhænger af antallet af aromatiske ringe i det enkelte stof. PAH med fire eller færre ringe forventes at kunne bionedbrydes aerobt, hvorimod aerob bionedbrydning af PAH med flere end fire aromatiske ringe foregår meget langsomt. Acenaphthen forventes derfor at kunne bionedbrydes under aerobe forhold i miljøet, men da stoffet har en lav vandopløselighed og en relativ høj tendens til at binde sig til organisk materiale (som udtrykt ved en  $\log K_{ow}$  på 3,9 og en  $K_{oc} \geq 2510$ ) vurderes tilgængeligheden af stoffet at være en begrænsende faktor for bionedbrydning.

Generelt anses PAH for at være persistente under anaerobe forhold. Da sedimenter, med undtagelse af de øverste få millimeter ved sediment-vand-grænsefladen, oftest er anaerobe, forventes nedbrydningen af PAH i sedimenter at være meget langsom.

I EU RAR (2008) er følgende halveringstider, baseret på modelberegninger efter Mackay et al. (1992), anvendt for acenaphthen, se Tabel 3.1.

**Tabel 3.1** Estimerede halveringstider for acenaphthen

Stof	Vand	Jord	Sediment
Acenaphthen	100-300 timer	42-125 dage	125-420 dage

### 3.2 Bioakkumulering

Overordnet beskriver EU's risikovurdering af 'Coal-Tar Pitch, High Temperature' (EU-RAR 2008), at der er mange indikationer på, at biomagnifikation af PAH ikke forekommer i hverken akvatiske eller terrestriske organismer (EU-RAR 2008). Der er oftest tale om 'biominifikation', hvor koncentrationen af PAH bliver lavere i akvatiske organismer jo højere det trofiske niveau er. Dette skyldes organismernes evne til at metabolisere og derved biotransformere PAH. Denne konklusion baseres blandt andet på et biomonitoreringsstudie af akvatiske organismer i Rhin-Meuse-mundingen, hvor de højeste PAH-koncentrationer er fundet i vandplanter, oligochaeter (en klasse af ledorme), isopoder og ferskvandsmuslinger. Lavere koncentrationer er fundet i andre bløddyr og chironomider (dansemyg), og koncentrationerne var under detektionsgrænsen i skaller og i lever fra syv uger gamle skarvunger, der levede af skaller og andre fisk i karpefamilien. Denne konklusion støttes af Khairy et al. (2014), som undersøgte bioakkumulation og biomagnifikation af 15 PAH'er i 11 forskellige arter af krabber og strålefinnede fisk i flodudmundingen af Passaic floden i New Jersey, USA.

Det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Nederlandene (RIVM) har revurderet bioakkumulering af PAH, herunder bioakkumulering af acenaphthen (RIVM 2012). Forfatterne konkluderer at troværdige BCF-værdier for acenaphthen ligger i området 735 – 760 l/kg for fisk på det laveste trofiske niveau. RIVM (2012) har omregnet værdier baseret på lipidindhold i fiskene på 5 % (Tabel 3.2).

Khairy et al. (2014) har beregnet BAF for fem fiskearter, hvis trofiske position i fødenetværket blev bestemt til at ligge på niveau 2,8 – 3,3. BAF for dette trofiske område blev beregnet til  $2,6 \cdot 10^4$  -  $3,5 \cdot 10^5$  L/kg lipid (Khairy et al. 2014). I nedenstående tabel er disse værdier vist som normaliseret til 5% lipid.

**Tabel 3.2 Bioakkumuleringsdata for acenaphthen**

Parameter	Værdi, L/kg	Bemærkning	Reference
BCF (Fisk)	973	Data er normaliseret til 5% lipid.	RIVM 2012
BCF (Fisk)	988	Data er normaliseret til 5% lipid.	RIVM 2012
BAF	510	Estimeret værdi baseret på trofisk niveau 3. BAF-værdi for acenaphthen efter metode baseret på Arnot and Gobas (2006) og Environment Canada (2006)	US EPA 2015
BAF	4.100	<i>Lepomis macrochirus</i> (fisk, trofisk niveau ca. 3, data er normaliseret til 5% lipid)	Khairy et al. 2014
	3.700	<i>Lepomis gibbosus</i> (fisk, trofisk niveau ca. 3, data er normaliseret til 5% lipid)	
	17.500	<i>Hybognathus regius</i> (fisk, trofisk niveau ca. 3, data er normaliseret til 5% lipid)	
	1.300	<i>Fundulus diaphanus</i> (fisk, trofisk niveau ca. 3, data er normaliseret til 5% lipid)	
	3.650	<i>Esox americanus</i> (fisk, trofisk niveau ca. 3, data er normaliseret til 5% lipid)	

### 3.3 Naturlig forekomst

Acenaphthen forekommer naturligt i miljøet, da det dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale og derfor frigives til miljøet ved f.eks. skovbrande. I EU's RAR nævnes vulkansk aktivitet også som en naturlig kilde til PAH i miljøet (EU-RAR 2008).

# 4 Toksicitetsdata

## 4.1 Toksicitet over for vandlevende organismer

Der er i forbindelse med opdateringen af dette datablad foretaget søgninger efter nyere data i ECOTOX-databasen (US EPA 2022) for tidsrummet 2012-2022, GESTIS Stoffdatenbank og SETAC's Spiked Sediment Toxicity Database (SEDAG 2016) samt i offentligt tilgængelige review rapporter og videnskabelig litteratur. Det Nationale Institut for Befolknings sundhed og Miljø i Nederlandene (RIVM) har i 2012 opdateret og revurderet økotoksicitetsdata fra EU-RAR (RIVM 2012). Derudover er der ikke identificeret specifikke toksicitetsdata for acenaphthen siden 2012. Sammenstilling af toksicitetsdata baseres derfor på data sammenstillet af RIVM (2012).

Effekt koncentrationerne for vandlevende organismer er sammenstillet i bilag A. Kun data, der er troværdighedsvurderet med Klimisch score 1 eller 2, inddrages i effektvurderingen.

Der er fundet akutte toksicitetsdata fra relevante studier for otte ferskvandsarter (*Anabena flos-aqua*, *Aplexa hypnorum*, *Paratanytarsus parthenogeneticus*, *Daphnia magna*, *Ictalurus punctatus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Pimephales promelas* og *Salmo trutta*) fra fem taksonomiske grupper (blågrønalger, snegle, insekter, krebsdyr og fisk). For blågrønalger, bløddyr og insekter er effektværdier angivet som ”større end”-værdier, hvorimod anvendelige E(L)C<sub>50</sub>-værdier kun er bestemt i studier med krebsdyr og fisk. For krebsdyret *Daphnia magna* ligger den laveste, troværdige EC<sub>50</sub>-værdi på 958 µg/L, mens troværdige LC<sub>50</sub>-værdier for fisk ligger i det forholdsvis smalle interval mellem 580 – 1720 µg/L.

Der er dertil fundet akutte effektværdier fra relevante studier for tre saltvandvandsarter (*Vibrio fischeri*, *Mytilus edulis* og *Cyprinodon variegatus*) fra tre taksonomiske grupper (bakterier, muslinger og fisk). Effekt koncentrationer (E(L)C<sub>50</sub>) ligger i intervallet fra 382 µg/L for effekt på foderfiltrering i blåmuslingen *Mytilus edulis* til 3100 µg/L for effekt på dødelighed i voksne tandkarper (*Cyprinodon variegatus*).

Der er fundet troværdige kroniske data for fire ferskvandsarter (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia*, *Paratanytarsus parthenogeneticus*, *Pimephales promelas*) fra fire taksonomiske grupper (alger, krebsdyr, insekter og fisk), hvor NOEC/L(E)C<sub>10</sub>-værdierne ligger i intervallet mellem 38 µg/L for effekten på vækst i algen *Pseudokirchneriella subcapitata* til 590 µg/L for dødelige effekter i *Pimephales promelas*. Dertil er der kun fundet troværdige kroniske data for én saltvandsart, fisken *C. variegatus*, hvor effektværdierne ligger i intervallet 520 – 970 µg/l.

## 4.2 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Der er to studier tilgængelige for sedimenttoksicitet for acenaphthen (Swartz et al. 1997, Boese et al. 1998, citeret i RIVM 2012). Begge studier er standard 10 dages sedimenttest og undersøger UV-lys induceret toksicitet af PAH i den marine tangloppe *Rhepoxynius abronius*. Tangloppen er således den eneste art, for hvilken der foreligger data. E(L)C<sub>50</sub>-værdier ligger i intervallet 55 – 66 mg/kg dw for sedimenter med et indhold af organisk kulstof (OC) på 4,4% - 5,1 %.

Effektkoncentrationerne er sammenstillet i Bilag B.

#### 4.3 Toksicitet over for pattedyr og fugle

Der er meget begrænsede data tilgængelige specifikt for acenaphthen for så vidt angår toksiske effekter overfor pattedyr og fugle.

I EU-RAR (2008) refereres til et subkronisk studie i mus med gentagen, oral dosering af acenaphthen, som resulterede i en NOAEL på 175 mg/kg lgv/dag for levereffekter (WHO 1998 som citeret i EU-RAR 2008). Samme værdi refereres til i US EPA (1990) og anvendes i den nyere udledning af vandkvalitetskriterier for human sundhed af US EPA (2015).

#### 4.4 Toksicitet over for mennesker

RIVM (2001) har vurderet humane toksikologiske data for PAH, herunder acenaphthen. Resultater vedrørende genotoksiske effekter var inkonsistente. Resultater vedrørende kræftfremkaldende effekter blev vurderet som tvivlsomme, men forfatterne konkluderer under hensyntagen til resultater fra andre PAH, at acenaphthen må anses for at være kræftfremkaldende og estimerede en forøget kræftrisiko<sup>2</sup> på  $1:10^4$  for en daglig oral eksponering på 500 µg/kg lgv/dag. MPR (maximum permissible risk level) blev derfor fastsat til 500 µg/kg lgv/dag (RIVM 2001). Siden der nu anvendes i en forøget kræftrisiko på  $1:10^6$  i vandrammedirektivet, sænkes MPR til 5 µg/kg lgv/dag.

US EPA (2015) har beregnet en reference dosis (RfD), hvorved der ikke forventes at opstå sundhedsskadelige effekter ved en daglig eksponering over livstid for acenaphthen. RfD er beregnet ud fra en NOAEL på 175 mg/kg lgv/dag for levereffekter i mus, eksponeret oralt for acenaphthen, og under anvendelser af en samlet usikkerhedsfaktor på 3000 (10 for interspecies ekstrapolation, 10 for intraspecies variation, 10 for subkronisk til kronisk ekstrapolation og 3 for ringe datatilgængelighed). RfD er beregnet til 0,06 mg/kg lgv/dag.

---

<sup>2</sup> På engelsk: Excess lifetime cancer risk for oral exposure.

## 5 Andre effekter

Der er ikke identificeret andre relevante effekter.

## 6 Udledning af vandkvalitetskriterium

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

### 6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Der er fundet kroniske effektdata for fire ferskvandsarter (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Ceriodaphnia dubia*, *Paratanytarsus parthenogeneticus*, *Pimephales promelas*) fra fire taksonomiske grupper (hhv. alger, krebsdyr, insekter, fisk) og én saltvandsart (fisk, *Cyprinodon variegatus*) (Bilag A). Datagrundlaget tillader ikke anvendelsen af en artsfølsomhedsanalyse (SSD) jf. EU (2018), og der vælges derfor den deterministiske metode for at udlede VKK.

Den laveste EC<sub>10</sub> værdi er på 38 µg/L for effekter på vækst i algen *P. subcapitata*. Det bemærkes at de laveste NOEC/E(L)C<sub>10</sub>-værdier for organismer fra de tre taksonomiske grupper alger, krebsdyr og insekter stort set er identiske (fra 38-42 µg/L jf. bilag A).

Da der haves kroniske effektværdier for minimum tre arter fra tre taksonomiske grupper anvendes en usikkerhedsfaktor (UF) på 10, jf. tabel 3 i TGD (EU 2018), for at beregne VKK for ferskvand:

$$\begin{aligned}\mathbf{VKK}_{\text{ferskvand}} &= EC_{10} / UF \\ &= 38 \mu\text{g/L} / 10 \\ &= \mathbf{3,8 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

Der haves kun kroniske data fra én marin art (ikke specifik marin taksonomisk gruppe), hvorfor VKK for saltvand bestemmes på baggrund af samlet data for fersk- og saltvand, Der anvendes en UF på 100, jf. tabel 4 i TGD (EU 2018), for at beregne VKK for saltvand:

$$\begin{aligned}\mathbf{VKK}_{\text{saltvand}} &= EC_{10} / UF \\ &= 38 \mu\text{g/L} / 100 \\ &= \mathbf{0,38 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

Ud over de her beregnede VKK er der også udledt vandkvalitetskriterier baseret på "tilbageberegning" fra biotakriterier (dvs. BKK<sub>sek.forgiftn.</sub> og/eller HKK) jf. afsnit 6.6. Bemærk venligst, at HKK<sub>vand</sub> beregnet i afsnit 6.6 er lavere end de her beregnede VKK. HKK<sub>vand</sub> anvendes derfor som VKK for både ferskvand og saltvand.

### 6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Der er fundet akutte toksicitetsdata for både ferskvands- og saltvandsarter. RIVM (2012) har analyseret forskellen i sensitiviteten mellem ferskvands- og saltvandsarter, og har ikke fundet nogen signifikant forskel (F-test: 0,12, t-test: 0,88). De akutte toksicitetsdata kan derfor slås sammen.



Der er således akutte data fra relevante studier samlet for 11 arter fra syv taksonomiske grupper (bakterier, blågrønalger, snegle, muslinger, insekter, krebsdyr og fisk) tilgængelige. Datagrundlaget tillader ikke anvendelsen af en artsfølsomhedsanalyse (SSD) og der vælges derfor den deterministiske metode for at udlede KVKK. Den laveste EC<sub>50</sub>-værdi er fundet for blåmusling (*Mytilus edulis*) på 382 µg/L for effekter på foderfiltrering. Værdien vælges som udgangspunkt for KVKK.

Der mangler akutte data for den taksonomiske gruppe alger for at opfylde et komplet basissæt (alger, krebsdyr, fisk). Et validt kronisk algestudie med *P. subcapitata* er dog tilgængeligt (Bisson et al. 2000, citeret i RIVM 2012), for hvilket der er rapporteret en EC<sub>10</sub> på 38 µg/l. EC<sub>50</sub> må forventeligt være højere end EC<sub>10</sub>, da det forventes at kroniske effekter ses ved lavere koncentrationer end akutte effekter. RIVM (2012) vurderer det som sandsynligt, at EC<sub>50</sub> for *P. subcapitata* vil være lavere end den tidligere nævnte EC<sub>50</sub> for blåmusling. Hvis det kroniske algestudie inddrages, kan basissættet anses som komplet. På den baggrund vælges en UF på 100, jf. tabel 5 i TGD (EU 2018), og KVKK for ferskvand kan således beregnes:

$$\begin{aligned} \text{KVKK}_{\text{ferskvand}} &= \text{EC}_{50} / \text{UF} \\ &= 382 \text{ } \mu\text{g/L} / 100 \\ &= \mathbf{3,8 \text{ } \mu\text{g/L}} \end{aligned}$$

For at beregne KVKK for saltvand tages derudover hensyn til tilgængeligheden af en EC<sub>50</sub>-værdi for en enkelt saltvandsspecifik art, blåmuslingen. Der vælges derfor, jf. tabel 6 i TGD (EU 2018), en usikkerhedsfaktor på 500 for KVKK for saltvand:

$$\begin{aligned} \text{KVKK}_{\text{saltvand}} &= \text{EC}_{50} / \text{UF} \\ &= 382 \text{ } \mu\text{g/L} / 500 \\ &= \mathbf{0,76 \text{ } \mu\text{g/L}} \end{aligned}$$

### 6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Jf. TGD (EU 2018) er det relevant at udlede et SKK for acenaphthen, da acenaphthen har en log K<sub>ow</sub> ≥ 3 (3,92 jf. tabel 2.1), samt en log K<sub>oc</sub> ≥ 3 (≥ 3,4 omregnet fra K<sub>oc</sub> på ≥ 2510 jf. tabel 2.1).

Der er kun fundet data for en enkelt sedimentlevende organisme, tangloppen *Rhepoxynius abronius* (bilag B). To kroniske LC<sub>10</sub>-værdier er angivet, som ligger meget tæt på hinanden, hhv. 48 og 49 mg/kg tørvægt (tv) ved et EU standard sediment med 5% organisk karbon (OC) indhold. Den laveste effektværdi anvendes til beregning af SKK.

Idet der kun findes toksicitetsdata for en enkelt art, anvendes, jf. tabel 11 i TGD (EU 2018), en UF på 100 for at beregne SKK for ferskvand:

$$\begin{aligned} \text{SKK}_{\text{ferskvand}} &= \text{EC}_{10} / \text{UF} \\ &= 48 \text{ mg/kg tv} / 100 \\ &= \mathbf{0,48 \text{ mg/kg tv (5\% OC)}} \\ &= 0,48 \text{ mg/kg tv} / 0,05 \\ &= \mathbf{9,6 \text{ mg/kg tv x foc}} \end{aligned}$$

Til beregning af SKK for saltvand anvendes, jf. tabel 13 i TGD (EU 2018), en UF på 1000, da der kun haves kronisk data for en ferskvandsart:

$$\begin{aligned}
\text{SKK}_{\text{saltvand}} &= \text{EC}_{10} / \text{UF} \\
&= 48 \text{ mg/kg tv} / 1000 \\
&= \mathbf{0,048 \text{ mg/kg tv (5\% OC)}} \\
&= 0,048 \text{ mg/kg tv} / 0,05 \\
&= \mathbf{0,96 \text{ mg/kg tv x foc}}
\end{aligned}$$

Det bemærkes, at der som supplement til de i tabel 13 i TGD (EU 2018) listede UF foreslås anvendelsen af en UF på 500 for udledning af  $\text{SKK}_{\text{saltvand}}$ , hvis datagrundlaget udgøres af et enkelt kronisk, marint studie og ingen ferskvandsstudier ("additional guidance" som tilføjet af Vlaardingen & Verbruggen i 2007, EU 2018). Det er dog ikke entydigt, om det marine studie skal interpreteres som kronisk eller subkronisk med 10 dages eksponering af tangloppen. Derudover bemærkes det også, at Verbruggen (i RIVM 2012) anvender en UF på 1000 på trods af den supplerende vejledning i TGD (EU 2018). På den baggrund anvendes den mere konservative UF på 1000 også her.

De her beregnede SKK adskiller sig fra sedimentkvalitetskriterierne ( $\text{MPC}_{\text{eco, sediment}}$  og  $\text{MPC}_{\text{eco, marine sediment}}$ ) på hhv. 0,97 og 0,097 mg/kg tv som beregnet af RIVM (2012). Årsagen til forskellen er, at RIVM (2012) har anvendt et indhold på 10 % OC, mens der her er anvendt et indhold på 5 % OC jf. EU (2018).

#### 6.4 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning ( $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$ )

Der findes BAF- og BCF-værdier  $\geq 100$  for acenaphthen, hvorfor det jf. TGD (EU 2018) vil være relevant at udlede et biotakriterium for sekundær forgiftning ( $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$ ).

$\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$  bestemmes ud fra kroniske studier for pattedyr og fugle med dosering via foder, hvor den laveste relevante toksicitetsværdi anvendes i beregningerne. For acenaphthen er der kun fundet én toksicitetsværdi, en NOAEL på 175 mg/kg lgv/dag for levereffekter i mus fra et subkronisk studie (se afsnit 4.3).

NOAEL-værdien omregnes og energinormaliseres ved at beregne pattedyrets energibehov (DEE – daily energy expenditure) og koncentration i foderet ( $C_{\text{energy normalised}}$ ) vha. ligninger angivet under metode A i TGD (EU 2018). Der anvendes en legemsvægt (lgv) på 20 g (0,02 kg) for mus, mens 0,8136 og 0,7149 er konstanter i regressionsligningen:

$$\begin{aligned}
\text{LogDEE} &= 0,8136 + 0,7149 \cdot \log \text{lgv [g]} \\
&= 0,8136 + 0,7149 \cdot \log 20 \\
&= 1,74
\end{aligned}$$

$$\text{DEE [kJ/dag]} = 10^{1,74} = 55 \text{ kJ/dag}$$

$$\begin{aligned}
C_{\text{energy normalised}} &= \text{NOAEL} \cdot (\text{lgv}/\text{DEE}) \\
&= 175 \text{ mg/kg lgv/dag} \cdot (0,02 \text{ kg lgv} / 55 \text{ kJ/dag}) \\
&= 0,064 \text{ mg/kJ}
\end{aligned}$$

Da studiet er subkronisk, skal der anvendes en UF på 3 jf. Tabel 9 i TGD (EU 2018) grundet den begrænsede eksponeringstid for at ekstrapolere til langtidseffekter, samt en UF på 10 jf. Tabel 10 i

TGD (EU 2018), for at ekstrapolere fra laboratorie til forskellige beskyttelsesniveauer. Herefter kan  $PNEC_{\text{sek.forgiftn.}}$  beregnes til:

$$\begin{aligned} PNEC_{\text{sek.forgiftn.}} &= C_{\text{energy normalised}} / UF \\ &= 0,064 \text{ mg/kJ} / 30 \\ &= 0,0021 \text{ mg/kJ} \end{aligned}$$

Herefter omregnes  $PNEC_{\text{sek.forgiftn.}}$  i forhold til energiindhold, vandindhold og fedtindhold af det kritiske fødeemne. Der er kun få data tilgængelige for bioakkumuleringspotentialer af acenaphthen, og der er derfor usikkerhed omkring det kritiske fødeemne. Der foreligger en estimeret BAF for fisk (trofisk level 3), samtidigt findes der indikationer for at koncentrationen af acenaphthen bliver lavere jo højere det trofiske niveau er grundet organismernes evne til at metabolisere PAH. Der vælges derfor at beregne BKK på baggrund af muslinger, som repræsenterer det laveste trofiske niveau for hvilket der er standardværdier for energiindhold (E [kJ/g tørvægt]), tørstofindhold (T [g tørvægt/g vådvægt]) og lipidindhold (L) tilgængelig jf. Tabel 7 i TGD (EU 2018).

$$\begin{aligned} \mathbf{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}} &= PNEC_{\text{sek.forgiftn.}} \cdot E \cdot T \\ &= 0,0021 \text{ mg/kJ} \cdot 19 \text{ kJ/g tv} \cdot 0,08 \text{ g tv/g vv} \cdot 1000 \\ &= \mathbf{3,2 \text{ mg/kg vv}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \mathbf{BKK}_{\text{sek.forgiftn. (lipid)}} &= \mathbf{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}} / L \\ &= 3,2 \text{ mg/kg vv} / 1\% \\ &= \mathbf{320 \text{ mg/kg lipid}} \end{aligned}$$

#### 6.5 Kvalitetskriterium for humant konsum af vandlevende organismer (HKK)

Jf. afsnit 2.4.3.2. i TGD (EU 2018) baseres kriterier for beregning af et HKK udelukkende på de fareegenskaber, som stoffet besidder. Det fremgår også, at stoffer, der forårsager effekter på reproduktion, fertilitet og udvikling er af særlig vigtighed, da disse har langsigtede effekter, som kan have en indflydelse på populationer.

Såfremt der er fastsat en EU-grænseværdi for stoffet, anvendes denne som HKK. For acenaphthen er der ikke fastsat nogen grænseværdier i fødevarer i Kommissionens Forordning (EF) Nr. 1881/2006. PAH er dog omfattet af forordningen i det der er fastsat grænseværdier for benzo[a]pyren, som bruges som markør for PAH.

Acenaphthen har ikke nogen harmoniseret klassificering, og derved er kriteriet for udledning af HKK alene på baggrund af klassificeringen ikke opfyldt.

Som beskrevet i afsnit 4.4. består der dog usikkerhed om mulige genotoksiske og kræftfremkaldende effekter. RIVM (2001) har under hensyntagen til resultater fra andre PAH konkluderet, at acenaphthen må anses for at være kræftfremkaldende og fastsat en MPR på 500  $\mu\text{g/kg lgv/dag}$  for en forøget kræftisiko på  $1:10^4$ . Ved anvendelse af en kræftisiko på  $1:10^6$ , som anvendes i vandrammedirektivet, sænkes MPR til 5  $\mu\text{g/kg lgv/dag}$ .

US EPA (2015) har på baggrund af det tidligere nævnte, subkroniske musestudie udledt en RfD på 0,06  $\text{mg/kg lgv/dag}$  for effekter på leveren og vurderet studiet som relevant til udledning af et sundhedsbaseret vandkvalitetskriterie (Human Health Ambient Water Quality Criteria). Det

antages at studiet er relevant med hensyn til mulige skader på organer ved længerevarende eller gentagen eksponering (faresætning H373, som vil være trigger på udledning af HKK).

På denne baggrund vurderes det relevant at beregne et HKK med udgangspunkt i MPR for en forøget kræftisiko på 1:10<sup>6</sup>:

$$\begin{aligned} \mathbf{HKK} &= 0,2 * \text{MPR} / I \\ &= 0,2 * 0,005 \text{ mg/kg lgv/dag} / 0,00163 \text{ kg vv/kg lgv/dag} \\ &= \mathbf{0,61 \text{ mg /kg vv}} \end{aligned}$$

I er det daglige indtag af fiskeriprodukter bestemt til 0,00163 og 0,2 er bidraget fra fiskeriprodukter til kosten.

#### 6.6 Vandkvalitetskriterium baseret på BKK<sub>sek.forgiftn.</sub> og HKK

Jævnfør TGD (EU 2018) skal der laves en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne (BKK<sub>sek.forgiftn.</sub> og HKK) til en vandkoncentration, for at se om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden eller sundhedseffekter i mennesker ved indtag af fiskeriprodukter.

Tilbageregningen baseres på viden om bioakkumulering for at transformere koncentrationen i biota til en koncentration i vandfasen. Der anvendes den BAF-værdien på 4100 l/kg for *Lepomis macrochirus* (afsnit 3.2), da denne er ifølge Khairy et al. (2014) den trofisk højst rangerende fisk i dette studie (trofisk level 3,3). HKK<sub>vand</sub> baseres på HKK, da HKK er lavere end BKK<sub>sek.forgiftn.</sub>

HKK<sub>vand</sub> beregnes som:

$$\begin{aligned} \mathbf{HKK}_{\text{vand}} &= \text{HKK} / \text{BAF} \\ &= 0,61 \text{ mg/kg vv} / 4100 \text{ l/kg vv} \\ &= 0,00015 \text{ mg/l} \\ &= \mathbf{0,15 \text{ } \mu\text{g/l}} \end{aligned}$$

HKK<sub>vand</sub> er ca. en faktor 25 lavere end VKK<sub>ferskvand</sub> (3,8 μg/l) og ca. en faktor 2,5 lavere end VKK<sub>saltvand</sub> (0,38 μg/l) beregnet på baggrund af de direkte effekter. VKK for ferskvand og for saltvand kan derfor ikke anses for at være beskyttende mod sundhedseffekter i mennesker ved indtag af fiskeriprodukter. HKK<sub>vand</sub> anvendes derfor som VKK<sub>ferskvand</sub> og VKK<sub>saltvand</sub>.

# 7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er udregnet for acenaphthen:

## Vandkvalitetskriterium

VKK <sub>ferskvand</sub> *	3,8 µg/l
VKK <sub>saltvand</sub> *	0,38 µg/l

\* Vandkvalitetskriterierne beregnet på baggrund af direkte effekter på vandlevende organismer er højere end vandkvalitetskriteriet beregnet på baggrund af forøget kræftisiko for mennesker ved indtag af fiskeriprodukter (HKK<sub>vand</sub>, se længst nede) og anvendes derfor ikke.

## Korttidsvandkvalitetskriterium

KVKK <sub>ferskvand</sub>	3,8 µg/l
KVKK <sub>saltvand</sub>	0,76 µg/l

## Sedimentkvalitetskriterium

SKK <sub>ferskvand</sub>	0,48 mg/kg tørvægt (5% OC) 9,6 mg/kg tørvægt x f <sub>OC</sub>
SKK <sub>saltvand</sub>	0,048 mg/kg tørvægt (5% OC) 0,96 mg/kg tørvægt x f <sub>OC</sub>

## Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	3,2 mg/kg [musling] vådvægt
------------------------------	-----------------------------

## Biotakvalitetskriterium, humant konsum

HKK	0,61 mg/kg føde vådvægt
-----	-------------------------

## Vandkvalitetskriterium, humant konsum

HKK <sub>vand</sub> *	0,15 µg/l
-----------------------	-----------

\* Vandkvalitetskriteriet er beregnet på baggrund af forøget kræftisiko for mennesker ved indtag af fiskeriprodukter.

## 8 Referencer

ECHA (2009). Support Document for Identification of Coal Tar Pitch, High Temperature as a Substance of Very High Concern because of its PBT and CMR Properties. Adopted on 2 December 2009. <https://echa.europa.eu/da/registry-of-svhc-intentions/-/dislist/details/0b0236e180e4a178> (tilgået 26.08.2022).

ECHA (2018). REACH Registration dossier for acenaphthen. CAS: 83-32-9. <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/10180> (tilgået 26.08.2022).

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](https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69))

EU (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards. (<https://circabc.europa.eu/sd/a/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>)

EU-RAR (2008). European Union Risk Assessment Report COAL-TAR PITCH, HIGH TEMPERATURE, CAS No: 65996-93-2, EINECS No: 266-028-2. RISK ASSESSMENT. Environment Version May 2008, Human Health Version April 2008. Rapporteur The Netherlands.

GESTIS Stoffdatenbank (2022). Acenaphthene, CAS No: 83-32-9. Last update 22 August 2022 (tilgået 26.08.2022).

Khairy MA, Weinstein MP, Lohmann R. Trophodynamic behavior of hydrophobic organic contaminants in the aquatic food web of a tidal river. Environ Sci Technol. 2014 Nov 4;48(21):12533-42. doi: 10.1021/es502886n.

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

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment, 2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM Report 711701 025.

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment, 2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM Report 607711007/2012. The Netherlands, 2012.

Spiked Sediment Toxicity Database <https://data.sccwrp.org/sedag/> (tilgået 19.08.2022).

Pubchem (2022). COMPOUND SUMMARY Acenaphthene. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Acenaphthene#section=Volatilization-from-Water-Soil> (tilgået 26.08.2022).

US EPA (United States Environmental Protection Agency, 1990). Acenaphthene; CASRN 83-32-9. Integrated Risk Information System (IRIS), [https://iris.epa.gov/static/pdfs/0442\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0442_summary.pdf) (tilgået 22.08.2022)

US EPA (United States Environmental Protection Agency, 2015). Update of Human Health Ambient Water Quality Criteria: Acenaphthene 83-32-9. EPA 820-R-15-002.

US EPA (United States Environmental Protection Agency, 2022). ECOTOXicology knowledgebase. <https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm> (tilgået 19.08.2022).

# Bilag A Toksicitet over for vandorganismer

## Ferskvandsorganismer - akut toksicitet

Organisme	Stadie	pH	Målt	Varighed (t: timer)	Effekt <sup>1</sup>	Værdi (µg/l)	Reference som citeret i RIVM (2012)	Troværdighed (1-4) af RIVM (2012)
<b>Blågrønalger</b> <i>Anabena flos-aqua</i>	-	-	Ja	2 t	NOEC, nitrogen fiksering	≥4600	Bastian & Toetz 1985	2
<b>Bløddyr, snegle</b> <i>Aplexa hypnorum</i>	Voksen	7,5-7,6	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>2040	Holcombe et al. 1983	2
<b>Insekter</b> <i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Tredje instar larve	7,4	Ja	48 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>1800	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Tredje instar larve	7,4	Ja	48 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>2100	Meier et al. 2000	2
<b>Krebsdyr</b> <i>Daphnia magna</i>	<24 timer	7,8±0,2	Ja	48 t	EC50, immobilitet	958	Bisson et al. 2000	2
<i>Daphnia magna</i>	<24 timer	7,4-9,4	Nej	48 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	41000	LeBlanc 1980	3
<i>Daphnia magna</i>	<24 timer	7,4-9,4	Nej	48 t	NOEC, dødelighed	600	LeBlanc 1980	3
<i>Daphnia magna</i>	<24 timer	-	Nej	48 t	EC50, immobilitet	1275	Munoz & Tarazona 1993	3
<i>Daphnia magna</i>	12±12 timer, 1. stadie	7,0-8,2	Nej	48 t	EC50, immobilitet	3450	Randall & Knopp 1980	3
<i>Daphnia magna</i>	Nyklækket <24 timer	8,0	Nej	24 t	EC50, immobilitet	>1024	Wernersson 2003	3
<i>Daphnia magna</i>	Nyklækket <24 timer	8,0	Nej	27 t	EC50, immobilitet	>1024	Wernersson 2003	3
<b>Fisk</b> <i>Ictalurus punctatus</i>	5,0 g	7,5-7,6	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	1720	Holcombe et al. 1983	2
<i>Lepomis macrochirus</i>	0,32 – 1,2 g	6,5-7,9	Nej	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	1700	Buccafusco et al. 1981	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,3 g	7,2-7,4	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	670	Holcombe et al. 1983	2
<i>Oryzias latipes</i>	-	7,2	-	48 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	23000	Yoshioka & Ose 1993	3
<i>Pimephales promelas</i>	2 uger	7,1-7,6	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	608	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	0,16 g, 32 dage	7,53±0,04	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	1730	Geiger et al. 1985	4*
<i>Pimephales promelas</i>	0,16 g, 32-33 dage	7,5-7,6	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	1600	Holcombe et al. 1983	2
<i>Salmo trutta</i>	0,16 g	7,2-7,4	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	580	Holcombe et al. 1983	2

<sup>1</sup> Kun E/LC<sub>50</sub>-værdier anvendes til beregning af KVKK.



### Saltvandsorganismer - akut toksicitet

Organisme	Stadie	pH	Salinitet (‰)	Målt	Varighed (t: timer, min: minutter)	Effekt <sup>1</sup>	Værdi (µg/l)	Reference som citeret i RIVM (2012)	Troværdighed (1-4) af RIVM (2012)
<b>Alger</b> <i>Antithamnion plumula</i>	Sporer	-	ca. 19	Nej	-	EC <sub>3</sub> , væksthæmning	300	Boney 1974	3
<b>Bakterier</b>									
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	2410	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	2520	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	810	El-Alawi et al. 2001	2
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	830	El-Alawi et al. 2001	2
<i>Vibrio fischeri</i>	-	-	-	Nej	5 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	750	Johnson & Long 1998	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	-	-	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	1060	Loibner et al. 2004	2
<i>Vibrio fischeri</i>	-	-	-	Ja	30 min	EC <sub>10</sub> , bioluminescens	310	Loibner et al. 2004	2
<b>Bløddyr, musling</b>									
<i>Mytilus edulis</i>	40-50 mm skallængde	-		Ja	48 t	EC <sub>50</sub> , foderfiltrering	382	Donkin et al. 1989, 1991	2
<b>Fisk</b>									
<i>Cyprinodon variegatus</i>	8-15 mm, 14-28 d	-		Nej	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	2200	Heitmuller et al. 1981	3
<i>Cyprinodon variegatus</i>	8-15 mm, 14-28 d	-		Nej	96 t	NOEC, dødelighed	1000	Heitmuller et al. 1981	3
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Voksen	-		Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	3100	Ward et al. 1981	2

<sup>1</sup> Kun E/LC<sub>50</sub>-værdier anvendes til beregning af KVKK.

**Ferskvandsorganismer - kronisk toksicitet**

	Stadie (t: timer)	pH	Målt	Varighed (t: timer, u: uger, d: dage)	Effekt <sup>1</sup>	Værdi (µg/l)	Reference som citeret i RIVM (2012)	Troværdighed (1-4) af RIVM (2012)
<b>Alger</b> <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	-	-	Ja	72 t	EC <sub>10</sub> , vækst	38	Bisson et al. 2000	2
<b>Blågrønalger</b> <i>Alabaena flos-aqua</i>	-	-	Ja	2 u	NOEC, vækst	≥4500	Bastian & Toetz 1982	3
<b>Krebsdyr</b> <i>Ceriodaphnia dubia</i>	<24 t	8,1±0,4	Ja	7 d	EC <sub>10</sub> , reproduktion	42	Bisson et al.2000	2
<b>Insekter</b> <i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , udklækning	196	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , udklækning	133	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , larveudvikling til 4. stadie	80	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , larveudvikling til 4. stadie	63	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , puppeformation	76	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , puppeformation	46	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , voksen fremkomst	74	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , voksen fremkomst	39	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , voksen overlevelse	85	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>10</sub> , voksen overlevelse	39	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>50</sub> , voksen overlevelse	82	Meier et al. 2000	2
<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	Æg	7,4	Ja	19-22 d	EC <sub>10</sub> , voksen overlevelse	6	Meier et al. 2000	3
<b>Fisk</b>								

<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	NOEC, vækst (gafellængde), vådvægt	332	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>50</sub> , vækst (gafellængde)	2400	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>10</sub> , vækst (gafellængde)	220	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>50</sub> , vådvægt	510	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>10</sub> , vådvægt	190	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	NOEC, vækst (gafellængde), vådvægt	345	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>50</sub> , vækst (gafellængde)	1400	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>10</sub> , vækst (gafellængde)	590	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>50</sub> , vådvægt	760	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	EC <sub>10</sub> , vådvægt	440	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	NOEC, dødelighed	509	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	LC <sub>50</sub> , dødelighed	690	Cairns & Nebeker 1982	2
<i>Pimephales promelas</i>	embryo ≤ 48 t	7,1-7,6	Ja	96 t	LC <sub>10</sub> , dødelighed	590	Cairns & Nebeker 1982	2

<sup>1</sup> Kun NOEC og E/LC<sub>10</sub>-værdier anvendes til beregning af VKK.

**Saltvandsorganismer - kronisk toksicitet**

	Stadie	pH	Salinitet	Målt	Varighed (t: timer, d: dage)	Effekt	Værdi (µg/l)	Reference som citeret i RIVM (2012)	Troværdighed (1-4) af RIVM (2012)
<b>Bakterier</b>									
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	18 t	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	5210	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	8+18 t	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	8845	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	8+18 t	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	2540	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	18 t	EC <sub>50</sub> , vækst	4680	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	8+18 t	EC <sub>50</sub> , vækst	86750	El-Alawi et al. 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	-	7,2	-	Nej	8+ 18 t	EC <sub>50</sub> , vækst	2390	El-Alawi et al. 2001	3
<b>Fisk</b>									
<i>Cyprinodon variegatus</i>	embryo	7,9-8,3	25±3	Ja	4 t efter befrugtning - udklækning	NOEC, udklækning	970	Ward et al. 1981	2
<i>Cyprinodon variegatus</i>	embryo	7,9-8,3	25±3	Ja	4 t efter befrugtning - udklækning	EC <sub>50</sub> , udklækning	1300	Ward et al. 1981	2
<i>Cyprinodon variegatus</i>	embryo	7,9-8,3	25±3	Ja	4 t efter befrugtning - udklækning	EC <sub>10</sub> , udklækning	760	Ward et al. 1981	2
<i>Cyprinodon variegatus</i>	embryo	7,9-8,3	25±3	Ja	28 d efter udklækning	NOEC, dødelighed	520	Ward et al. 1981	2
<i>Cyprinodon variegatus</i>	embryo	7,9-8,3	25±3	Ja	28 d efter udklækning	EC <sub>50</sub> , dødelighed	860	Ward et al. 1981	2
<i>Cyprinodon variegatus</i>	embryo	7,9-8,3	25±3	Ja	28 d efter udklækning	EC <sub>10</sub> , dødelighed	610	Ward et al. 1981	2

## Bilag B Toksicitet over for sedimentlevende organismer

### Toksicitet af acenaphthen over for sedimentlevende organismer

Organisme	Målt	Varighed (d: dage)	Sediment (OC: organisk karbon)	Effekt	Værdi i test sediment [mg/kg <sub>dw</sub> ]	Værdi i EU standard sediment (5% OC) [mg/kg <sub>dw</sub> ]	Reference som citeret i RIVM (2012)	Troværdighed (1-4) af RIVM (2012)
<b>Krebsdyr</b>								
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Sand 4,4% OC	LC <sub>50</sub> , dødelighed	62,5	71	Boese et al. 1998	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Sand 4,4% OC	LC <sub>50</sub> , dødelighed	62,5	71	Boese et al. 1998	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Sand 4,4% OC	EC <sub>50</sub> , genindgravning	58,1	66	Boese et al. 1998	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Silt 5,1% OC	LC <sub>50</sub> , dødelighed	63,3	62,1	Swartz et al. 1997	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Silt 5,1% OC	LC <sub>50</sub> , dødelighed	55	53,9	Swartz et al. 1997	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Silt 5,1% OC	LC <sub>10</sub> , dødelighed	49	48	Swartz et al. 1997	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Silt 4,8% OC	LC <sub>50</sub> , dødelighed	64,7	67,4	Swartz et al. 1997	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Silt 4,8% OC	LC <sub>50</sub> , dødelighed	66	68,8	Swartz et al. 1997	2
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Ja	10 d	Silt 4,8% OC	LC <sub>10</sub> , dødelighed	47	49	Swartz et al. 1997	2

## Bilag C Referencer til originallitteratur fra anvendte litteraturkilder

Kilde	Originallitteratur
EU-RAR (2008)	Mackay, D, Shiu, WY, and Ma, KC (1992). Illustrated Handbook of Physical–Chemical Properties and Environmental Fate of Organic Chemicals. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
	WHO (World Health Organization) (1998). Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Health Criteria, 202, Intern. Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, 1998
RIVM (2012)	Bastian, M.V; Toetz, D. W. (1982). Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of <i>Anabaena flosaquae</i> . Bull Environ Contam Toxicol. 1982 Nov;29(5):531-8.
	Bastian, M.V; Toetz, D.W. (1985). Effect of polynuclear hydrocarbons on algal nitrogen fixation (acetylene reduction). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35, 258–265 (1985). <a href="https://doi.org/10.1007/BF01636507">https://doi.org/10.1007/BF01636507</a>
	Bisson, M; Dujardin, R; Flammarion, Patrick; Garric, Jeanne, Babut, Marc; Lamy, M.H; Porcher, J.M; Thybaud, Eric; Vindimian, Eric (2000). Determination of water quality criteria for the 16 polycyclic aromatic hydrocarbons. irstea. 2000, pp.151 (hal-02579658).
	Boese, B.L; Lamberson, J.O; Swartz, R.C; Cole, F.A. (1998). Photoinduced Toxicity of PAHs and Alkylated PAHs to a Marine Infaunal Amphipod ( <i>Rhepoxynius abronius</i> ). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34, 235–240 (1998).
	Boney, A.D (1974). Aromatic hydrocarbons and the growth of marine algae. Marine Pollution Bulletin, Volume 5, Issue 12, 1974, Pages 185-186
	Buccafusco, R.J; Ells, S.J; Leblanc, G.A. (1981). Acute toxicity of priority pollutants to bluegill ( <i>Lepomis macrochirus</i> ). Bull Environ Contam Toxicol. 1981 Apr;26(4):446-52.
	Cairns, M.A; Nebeker, A.V. (1982). Toxicity of acenaphthene and isophorone to early life stages of fathead minnows Arch Environ Contam Toxicol. 1982 Nov;11(6):703-7.
	Donkin, P; Widdows, J; Evans, S.V; Worrall, C.M; Carr, M. (1989). Quantitative structure-activity relationships for the effect of hydrophobic organic chemicals on rate of feeding by mussels ( <i>Mytilus edulis</i> ). Aquatic Toxicology Volume 14, Issue 3, April 1989, Pages 277-293.
	El-Alawi, Y.S; Dixon, D.G; Greenberg, B.M. (2001). Effects of a pre-incubation period on the photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to the luminescent bacterium <i>Vibrio fischeri</i> . Environ Toxicol. 2001 Jun;16(3):277-86.
	Geiger DL, Northcott CE, Call DJ, Brooke LT eds. 1985. Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows ( <i>Pimephales Promelas</i> ). Superior, WI, USA: Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior.
	Heitmuller PT, Hollister TA, Parrish PR. (1981). Acute toxicity of 54 industrial chemicals to sheepshead minnows ( <i>Cyprinodon variegatus</i> ). Bull Environ Contam Toxicol 27: 596-604.
	Holcombe, G.W; Phipps, G.L; Fiandt, J.T. (1983). Toxicity of selected priority pollutants to various aquatic organisms Ecotoxicol Environ Saf 7: 400-409.
	Johnson, B.T; Long, E.R. (1998). Rapid toxicity assessment of sediments from estuarine ecosystems: A new tandem in vitro testing approach. Environ Toxicol Chem 17: 1099-1106.
	LeBlanc, G.A. (1980). Acute toxicity of priority pollutants to water flea ( <i>Daphnia magna</i> ). Bull Environ Contam Toxicol 24: 684-691.

	Loibner, A.P; Szolar, O.H.J, Braun, R; Hirmann, D. (2004). Toxicity testing of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons using Lumistox Environ Toxicol Chem 23: 557-564..
	Meier, P.G; Choi, K; Sweet, L.I. (2000). Acute and chronic life cycle toxicity of acenaphthene and 2,4,6-trichlorophenol to the midge <i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i> (Diptera: Chironomidae) Aquat Toxicol 51: 31-44.
	Muñoz, M.J; Tarazona, J.V. (1993). Synergistic effect of two and four-component combinations of the polycyclic aromatic hydrocarbons: Phenanthrene, Anthracene, Naphtalene and Acenathrene on <i>Daphnia magna</i> . Bull Environ Contam Toxicol 50: 363-368.
	Randall, T.L; Knopp, P.V. (1980). Detoxification of specific organic substances by wet oxidation. J Wat Pollut Control Fed 52: 2117-2130.
	Swartz, R.C; Ferraro, S.P; Lamberson, J.O; Cole, F.A; Ozreitch, R.J; Boese, B.L; Schults, D.W; Behrenfeld, M; Ankley, G.T. (1997). Photoactivation and toxicity of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in marine sediment. Environmental Toxicology and Chemistry, 16: 2151-2157.
	Ward, G.S; Parrish, P.R; Rigby, R.A. (1981). Early life stage toxicity tests with a saltwater fish: Effects of eight chemicals on survival, growth, and development of sheepshead minnows ( <i>cyprinodon variegatus</i> ) J Toxicol Environ Health 8: 225-240.
	Wernersson, A. (2003). Predicting petroleum phototoxicity. Ecotoxicol Environ Saf 54: 355-365.
	Yoshioka, Y; Ose, Y. (1993). A quantitative structure—activity relationship study and ecotoxicological risk quotient for the protection from chemical pollution. Environ Toxicol Water Qual 8: 87-101.