



---

# Verwateren van Aal en Wolhandkrab (KD-2019-068)

Kan een relevante reductie van PCB's en dioxines bereikt worden?

Auteur: M. Kotterman

Wageningen University &  
Research rapport C087/19

---

# Verwateren van Aal en Wolhandkrab (KD-2019-068)

Kan een relevante reductie van PCB's en dioxines bereikt worden?

Auteur: M. Kotterman

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Marine Research in opdracht van en gefinancierd door het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema 'Duurzaamproductie' (projectnummer BO-43.023-02-044-WMR)

Wageningen Marine Research  
IJmuiden, september 2019

---

VERTROUWELIJK: JA

Wageningen Marine Research rapport C087/19

---

Keywords: Aal, Wolhandkrab, verwateren, reductie gehalten PCB's, dioxines

Opdrachtgever: LNV  
Bezuidenhoutseweg 73  
2594AC Den Haag

BAS code BO-43.023-02-044

Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

#### © Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut  
binnen de rechtspersoon Stichting  
Wageningen Research, hierbij  
vertegenwoordigd door Dr. M.C.Th.  
Scholten, Algemeen directeur

KvK nr. 09098104,  
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.  
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U  
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor  
gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de  
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen  
Marine Research. Opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van  
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.  
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of  
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden  
zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

A\_4\_3\_1 V29 (2019)

---

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1 Achtergrond / Context</b>	<b>5</b>
1.1 Probleemstelling	5
1.2 Opzet van dit rapport	6
<b>2 Het proces van verwateren</b>	<b>7</b>
2.1 Wat beïnvloedt verwateren	8
2.2 Gegevens uit laboratoriumstudies	9
2.3 Gegevens uit veldstudies	9
2.4 Wolhandkrab-verwaterstudies in Nederland	10
<b>3 Conclusies</b>	<b>12</b>
<b>Literatuur</b>	<b>13</b>
<b>Verantwoording</b>	<b>14</b>

---

# Samenvatting

Er is een motie aangenomen in de Tweede Kamer (29 januari 2019, Bisschop) waarin de regering wordt opgeroepen de vangstverboden voor aal en wolhandkrab in het benedenrivierengebied te herzien. Dit "omdat de gehalten contaminanten (PCB's en dioxines) dalen én door verwateren een extra reductie kan worden bereikt".

De eerste overweging waarin gesteld wordt dat de gehalten contaminanten dalen is onjuist. Op basis van jaarlijkse metingen in aal is er geen bewijs dat de gehalten in aal gedaald zijn, of naar verwachting spoedig zullen dalen, zoals onderbouwd door Dr. van Leeuwen (WFSR).

De tweede overweging, dat door verwateren een "extra" reductie kan worden bereikt, is ook onjuist, zoals hieronder onderbouwd wordt. Verwateren houdt als proces in dat contaminanten uit de vis of krab uitspoelen naar het omringende water. Dit proces wordt voornamelijk bepaald door drie parameters, namelijk gehalten in het organisme, gehalten in het water en de chemische eigenschappen van deze contaminanten. In het geval van PCB's en dioxines in aal en wolhandkrab zijn deze parameters niet gunstig voor verwateren. Uit zowel de wetenschappelijke kennis, laboratorium- als praktijkproeven blijkt dat met verwateren van aal en wolhandkrab niet of nauwelijks een verlaging van PCB- en dioxinegehalten kan worden bereikt. In langdurige proeven met vis (tot acht jaar met aal) zijn slechts marginale reducties in gehalten van relevante PCB's geconstateerd. In een van de proeven met wolhandkrab is na zeven weken verwateren, waarbij de wolhandkrab inteerde op de vetreserves, een maximale reductie van 15% van de PCB's geobserveerd. De reducties uit deze experimenten met vis en wolhandkrab zijn echter te gering om de zwaar verontreinigde wolhandkrab of aal afkomstig uit het benedenrivierengebied vanuit voedselveiligheidsoogpunt weer marktwaardig te maken. Hiervoor is minstens een reductie van 50% nodig. Het lijkt daarom niet mogelijk om door verwateren de verontreinigde paling en wolhandkrab te laten voldoen aan de voedselveiligheidseisen.

---

# 1 Achtergrond / Context

Door te hoge PolyChloorBifenylen (PCB's) en dioxinegehalten in het benedenrivierengebied geldt daar sinds 2011 een vangstverbod op aal en wolhandkrab. Deze vervuiling is een erfenis van industriële activiteiten uit het verleden. Door de chemische eigenschappen van deze stoffen (binden zeer sterk aan organische stof in het sediment) verdwijnen deze niet of met zeer lage snelheid uit het milieu. Ook metingen van deze contaminanten in aal (PCB's sinds 1980 en sinds 2012 ook structureel dioxines) en in de wolhandkrab (sinds 2011) tonen aan dat er geen sprake is van daling van gehalten in het eetbare weefsel van deze dieren. De gehalten in aal uit de grote rivieren en het Hollands Diep zijn ruim boven de maximale limieten (ML) voor consumptie (1,2). Dit geldt met name voor de grote aal (groter dan 53 cm) die het grootste deel uitmaakt van de beroepsmatige vangst (3). Ook wolhandkrab uit deze gebieden is sterk vervuild, met gehalten aan PCB's en dioxines die hoger zijn dan de aal uit deze gebieden (4).

## 1.1 Probleemstelling

Naar aanleiding van de Motie Bisschop (29-01-2019) heeft het ministerie van LNV aan WMR gevraagd een literatuurstudie uit te voeren naar de effectiviteit van verwateren wat betreft PCB's en dioxines in aal en wolhandkrab. Daarbij is de vraag of verwateren leidt een verlaging van de gehalten van deze contaminanten tot een niveau, dat leidt tot een aanvaardbaar risico voor de volksgezondheid bij consumptie van deze aal en wolhandkrab.

### De contaminanten PCB's en dioxines

De contaminanten die in dit rapport worden besproken zijn PolyChloorBifenylen, afgekort als PCB's, een groep stoffen met dezelfde structuur en met een aantal chlooratomen van 1 tot 10. De PCB's zijn genummerd, PCB-1 heeft één chlooratoom, PCB-209 heeft tien chlooratomen. Met meer chlooratomen wordt het molecuul zwaarder en met de rangschikking van de chlooratomen veranderen de chemische eigenschappen. PCB's zijn vroeger in zeer grote hoeveelheden gemaakt voor verschillende industriële toepassingen, waaronder transformatorolie.

Niet alle PCB's zijn even giftig; de zes indicator PCB's; PCB-28, 52, 101, 138, 153 en 180 zijn niet erg giftig, maar geven samen wel een goed beeld van de totale aanwezigheid van PCB's in een monster en worden daarom als standaardset ('indicator') gebruikt bij PCB analyses. Voor de som-indicator-PCB bedraagt de voedselveiligheidsnorm (officieel aangeduid als maximum limiet, Europese Verordening 1881/2006) in aal 300 microgram/kg product.

Een aantal PCB's zijn giftiger, deze lijken qua structuur het meest op het zeer giftige dioxine, hebben ook dezelfde toxische werking als dioxine en worden daarom dioxine-achtige PCB's genoemd (ook wel dioxine-like PCB's, dl-PCB's).

Dioxines en furanen (in dit document aangeduid als 'dioxines'); deze stoffen ontstaan in zeer lage concentraties als ongewenst bijproduct bij bv de productie van bestrijdingsmiddelen en bij afvalverbranding. De concentraties in het milieu zijn veel lager dan die van PCB's. Deze stoffen hebben een iets andere structuur dan PCB's, maar ook met een verschillend aantal chlooratomen en vergelijkbare chemische eigenschappen. Ook hier verschilt de toxiciteit tussen de verschillende dioxines.

De voedselveiligheidsnorm voor de dl-PCB's en dioxines wordt uitgedrukt als de som-TEQ; dat is de concentratie van alle dioxines, furanen en dioxine-achtige PCB's bij elkaar, verrekend met de toxiciteit van elke stof. De huidige norm voor aal is 10 nanogram som-TEQ/kg product.

---

## 1.2 Opzet van dit rapport

In dit rapport wordt kort en bondig het proces van verwateren beschreven, welke parameters van belang zijn en wat men daar in de praktijk mee kan bereiken. Hiervoor wordt eerst kort de theorie van verwateren uitgelegd, met nadruk op de effectiviteit van het verwateren t.a.v. PCB's en dioxines, aangevuld met informatie uit laboratoriumexperimenten. De gepubliceerde resultaten van verwateren van vis en van de in Nederland uitgevoerde verwaterproeven met wolhandkrab worden hierna besproken. Uit deze proeven blijkt welke mate van reductie van som-indicator-PCB en som-TEQ gehalten in aal en wolhandkrab kan worden bereikt met verwateren. Deze reductie wordt dan vergeleken met de mate van reductie die in de concentraties dioxines en PCB's in wolhandkrab en aal uit de zwaar verontreinigde wateren moet worden bereikt, zodat deze producten weer geschikt voor consumptie zijn.

## 2 Het proces van verwateren

Verwateren is het proces waarbij de contaminantgehalten in een aquatisch organisme, zoals aal of krab, afkomstig uit een vervuild gebied lager worden tijdens verblijf in schoon water. De contaminanten spoelen via de kieuwen uit het organisme, omdat de gehalten in het omringende water erg laag zijn en in het organisme juist erg hoog. Dit is een chemisch evenwichtsproces. Zodra evenwicht tussen water en organisme is bereikt vindt er geen verdere uitscheiding meer plaats.

### Het chemisch evenwicht

Het chemische evenwicht beschrijft de toestand waarbij de gehalten in het organisme (in microgram/kg) en in het water (microgram/kg), ofschoon sterk verschillend, in evenwicht zijn. Er vindt geen transport van of naar het water plaats. Dit evenwicht is stofafhankelijk, elke stof heeft een bepaalde voorkeur voor water of vet. Suiker lost bv erg goed op in water, maar niet in olie. PCB's daarentegen lossen goed op in vet, maar niet in water. Bij de keuze tussen vet (uit vis of krab) en water zal de PCB dan ook voornamelijk in het vet oplossen en suiker vooral in het water. Voor deze eigenschap is een waarde vastgesteld; het logaritme van het verdelingsevenwicht tussen octanol (vetachtige vloeistof) en water; de log Kow. Dit is een algemene aanvaarde wetenschappelijke maat voor de lipofiliteit (vetminnendheid) van een stof. Hoe hoger de log Kow hoe liever de stof oplost in vet. Voor een PCB met log Kow 5 is bij evenwicht de concentratie PCB opgelost in octanol  $10^5$  (= 100.000) maal hoger dan de concentratie in het water, bij Log Kow 7 is het verschil opgelopen tot  $10^7$  (= 10.000.000) maal hoger. Voor de indicator PCB's, die samen de som-indicator-PCB vormen, loopt de log Kow op van 5.6 tot 7.4, zie Tabel 1.

Tabel 1. De log Kow waarden van de zes indicator PCB's<sup>1</sup>.

PCB	Log Kow
PCB28	5.6
PCB52	5.8
PCB101	6.2
PCB138	6.8
PCB153	6.7
PCB180	7.4

<sup>1</sup> De officiële aanduiding (EC 1881/2006) voor deze groep PCB's is 'niet dioxine-achtige' PCB's, omdat hun toxische werking anders is dan de dioxine-achtige PCB's. Omwille van leesbaarheid van dit document wordt hier de oude benaming 'indicator PCB's' gehanteerd.

In Tabel 2 staan de log Kow waarden voor die toxische PCB's en dioxines/furanen vermeld die individueel minimaal 1% van de som-TEQ veroorzaken, samen veroorzaken deze stoffen >90% van de som-TEQ gehalten in aal en wolhandkrab. Bij deze stoffen variëren de log Kow waarden van 6.2 tot 7.6.

NB; PCB-126 is de meest giftige PCB en levert in zowel aal als wolhandkrab een hoge bijdrage aan de som-TEQ (ongeveer 50%). Deze hoge bijdrage wordt veroorzaakt door de hoge toxiciteit van PCB-126, de concentratie van PCB-126 is 10 tot 100 keer lager dan die van de indicator PCB's.



Tabel 2. De Log Kow waarden voor de belangrijkste furanen, dioxines en PCB's in de som-TEQ in aal en wolhandkrab.

Contaminant	Log Kow
Furanen	
2,3,7,8-TCDF	6.5
2,3,4,7,8-PeCDF	7.1
1,2,3,4,7,8-HxCDF	7.5
1,2,3,6,7,8-HxCDF	7.6
Dioxines	
2,3,7,8-TCDD	7.0
1,2,3,7,8-PeCDD	7.5
PCB's	
PCB 105	6.2
PCB 118	6.5
<b>PCB 126</b>	<b>6.6</b>
PCB 156	6.8
PCB 167	6.8
PCB 169	7.2

## 2.1 Wat beïnvloedt verwateren

De mate en snelheid van verwateren is een resultante van:

1. Het chemische evenwicht; hoe meer dat evenwicht ligt naar het vet van het organisme (dus hoe hoger de log Kow), hoe moeilijker het proces verloopt
2. Het verschil tussen het gehalte in het organisme en het gehalte in het water; hoe groter het verschil is tussen het gehalte in het organisme en het gehalte in het water hoe sneller het verwateringsproces verloopt.
3. Fysiologische processen in het organisme; Proces van vrijmaken PCB's en dioxines uit het vet van het organisme naar het bloed, naar de kieuwen en evenwichtsinstelling over de kieuwen (uitwisseling contaminanten met het omringende water)

Bij verwateren van vis of krab met hoge PCB- en dioxinegehalten worden deze contaminanten uit het vet naar het water getransporteerd. Omdat het chemisch evenwicht zeer sterk naar het vet ligt moeten de gehalten in het organisme dus erg hoog zijn én de gehalten in het water juist erg laag, om een transport van vet naar water mogelijk te maken. Bij de aal en wolhandkrab (die voornamelijk wordt gevangen tijdens de paartijd) zijn de concentraties in het vlees erg hoog. De vetgehalten in het vlees zijn in deze periode ook hoog tot erg hoog (10-30%). Daardoor zijn de gehalten PCB's en dioxines in het vet relatief laag en het zijn juist de gehalten in het vet die het evenwicht (en daarmee verwateren) bepalen. De hoge vetgehalten bevorderen het verwaterproces dus niet.

Gedurende het proces van verwateren wordt al na een zeer geringe uitspoeling van de contaminanten naar het water het chemisch evenwicht bereikt en stopt het verwaterproces. Het water moet dus continu verversd worden, danwel de PCB's, dioxines moeten worden verwijderd door filtersystemen. De mate van ademhaling heeft ook invloed op de snelheid van het proces. Hoe meer ventilatie, des te meer bloed langs de kieuwen loopt wat de uitwisseling van contaminanten met het water bevordert. Bij een verhoogde ademhaling wordt het evenwicht dus sneller bereikt, maar het heeft geen invloed op de eindconcentraties.

Als het verwateren succesvol verloopt worden de gehalten van bepaalde contaminanten in het organisme steeds lager. Dit betekent echter ook dat gedurende het proces de drijvende kracht achter verwateren, het grote concentratieverschil tussen water en vet, minder wordt en de uitscheiding steeds langzamer verloopt.

---

## 2.2 Gegevens uit laboratoriumstudies

Het is bekend dat de uitscheidingsnelheden van PCB's door verwateren uit vissen erg traag kan zijn, de tijd nodig voor een reductie van 50% berekend in verschillende studies met verschillende opzet varieerden van maanden tot jaren (5, 6, 7), waarbij de lager gechloroerde PCB's (lage log Kow) altijd sneller door de vis worden uitgescheiden.

In een studie die deze processen nauwkeurig onderzocht was de uitscheidingsnelheid van PCB's via de kieuwen van forel van laag-gechloroerde PCB's (lage log Kow) veel hoger dan die van hoog-gechloroerde PCB's (hoge log Kow) (8). Voor hoog-gechloroerde PCB's was deze snelheid zo laag dat dit niet tot significante uitscheiding leidt.

Daarnaast blijkt de grootte van het organisme ook van belang; heel kleine organismen (muggenlarven) zijn snel in evenwicht, bij grote organismen zoals vissen duurt het heel lang om in evenwicht te raken, zoals aangetoond door Van Geest et al (9). Ook bij een soort vis maakt de grootte verschil uit. Grote baars scheidde gedurende de winter, waarin een aanzienlijk deel van het vet werd afgebroken, niet significant PCB's uit (5), terwijl kleine baars wel een deel van de lager gechloroerde PCB's uitscheidde. In de zomerperiode werden wel PCB's uitgescheiden door grotere baars, maar geen PCB's met log Kow >6.5 Dat bepaalde stoffen sneller uitspoelen dan anderen is in bovenstaande literatuur overeenstemming met het chemisch evenwicht; de stoffen met hoge log Kow (>6) spoelen niet of langzaam uit, de enigszins wateroplosbare stoffen "snel" (log Kow <6).

## 2.3 Gegevens uit veldstudies

Er zijn enkele relevante studies die de uitscheiding van PCB's en dioxines beschrijven. Zalm en forel zijn onderzocht gedurende hun trek naar de paaigronden. Tijdens die trek door schoon water teren de vissen op hun vetreserves, hierdoor kunnen de vissen veel vet verliezen waardoor de interne gehalten PCB's verder oplopen. Toch worden hier geen belangrijke afnames van PCB's gemeten (10, 11). In de studie van Kelly et al (10) werd aangetoond dat in zalm, na een trek van 1200 km stroomopwaarts, een daling van het vetpercentage in het visvlees van 8 naar 1% optrad. Door de grote afname van de hoeveelheid vet neemt het gehalte PCB's in het vet sterk toe. Dit bevordert in theorie de uitscheiding, maar zij toonden aan dat de zalm na de trek nog vrijwel dezelfde hoeveelheid PCB's in het lichaam bevatte.

Een studie met een vermageringstest van karpers is voor dit rapport erg interessant (12). Karper werd vanuit een sterk vervuilde rivier in een schone vijver geplaatst. De omgevingsparameters van deze vijver zijn niet precies bekend, maar karpers die daar opgroeiden hadden een PCB-gehalte van slechts 2% van de verontreinigde karpers, wat aantoont dat deze vijver relatief schoon was. De vissen werden hier 25 maanden in gehouden, waarvan 10 maanden zonder voer. Omdat de vijver zeer voedselarm was resulteerde dit in een sterke vermagering van de karpers, het vetgehalte was afgenomen van 2.74 tot 0.39 % vet in de filet, de PCB concentraties namen sterk toe in dit overgebleven vet. Dit leverde een eindconcentratie van meer dan 12 mg PCB-153/kg vet op, en van de toxische PCB-118 liep de concentratie op tot meer dan 6 mg/kg vet. Er was echter geen afname van de totale hoeveelheid PCB-118 en 153 in de hele vis (zogenaamde 'body burden') waargenomen. Bij de lager gechloroerde PCB-28, en in mindere mate voor PCB-52 (log Kow 5.6 en 5.8), is wel een duidelijke afname in het vet gemeten. Dit geeft aan dat de proef op zich succesvol was, maar dat de uitscheiding van de hoger gechloroerde PCB's op deze tijdschaal (25 maanden) niet te meten is.

Een zeer relevante proef is uitgevoerd met vervuilde aal in Nederland; deze sterk gecontamineerde aal uit het Hollands Diep werd overgebracht naar een schonere locatie (Milligensteeg meer). Er is geen afname van hoger gechloroerde PCB's in deze aal geobserveerd in 8 jaar tijd. Blijkbaar was de PCB concentratie in de aal niet zo hoog dat er een uitscheiding van PCB's plaatsvond in de omgeving met lagere PCB waarden in water en sediment (13). De startconcentratie PCB-153 was 7.2 mg/kg vet, deze concentratie nam gedurende de proef wel af door groeiverdunning, maar de totale hoeveelheid PCB-153 per individuele aal nam echter niet af. Voor pentachloorbenzeen en hexachloorbenzeen, contaminanten met een lage log Kow, en lager gechloroerde PCB's (44, 49 en 52) nam de totale hoeveelheid wel af, een teken dat deze contaminanten wel werden uitgescheiden. Voor PCB-101 en

---

PCB-128 was de afname gering. In zowel deze aalproef als de boven genoemde karperproef werd dus wel een significante afname van de lager gechloroerde PCB's (enigszins "wateroplosbaar") geconstateerd, maar niet van de hoger gechloroerde PCB's (zeer slecht wateroplosbaar) met hoge log Kow, hoger dan ongeveer 6.5.

## 2.4 Wolhandkrab-verwaterstudies in Nederland

Er zijn in Nederland een aantal verwaterstudies met wolhandkrabben uitgevoerd, niet alle resultaten zijn openbaar.

In een studie van het IVM, zijn twee verwaterproeven met wolhandkrab uitgevoerd gedurende vier weken. De wolhandkrabben zijn in grote bakken gehouden (voorzien van grondwater) en elke week is een monster bestaande uit 20 krabben geanalyseerd. De resultaten waren variabel, na 4 weken was de som-TEQ 2 tot 11% lager dan bij aanvang van de proef (14).

Een verwaterproef uitgevoerd door en voor een particulier bedrijf (WMR fungeerde als "meedenker"), waarbij ook een deel van de wolhandkrabben werd bijgevoerd, heeft niet geleid tot vervolgacties. De afname van som-indicator-PCB's en som-TEQ was gering en de sterfte was hoog (anoniem).

In 2017 is een verwaterproef uitgevoerd door WMR in opdracht van NetVisWerk. Het doel van deze proef was om vast te stellen of er een significante verlaging in PCB's (en dioxines) optrad (50% of meer) wanneer de krabben werden geplaatst in een verwatersysteem dat normaal voor schelpdieren wordt gebruikt (15). In deze proef werden alleen mannen tussen 120 en 180 gram gebruikt, om een zo homogene pool van krabben te krijgen, en zo de variatie in PCB gehalten te minimaliseren. Daarnaast bestond elk monster uit 50 krabben, ook om de inhomogeniteit van de krabben te compenseren. Krabben waren fysiek van elkaar gescheiden, kannibalisme was niet mogelijk. De mortaliteit was laag in deze proef en er werd een beperkte reductie van som-indicator-PCB gemeten (15% na 7 weken). Som-TEQ gehalten zijn niet gemeten in deze proef, omdat het zowel op basis van de fysische eigenschappen (hogere log Kow) van die stoffen als op basis van veel lagere gehalten te verwachten is dat de reductie nog minder zal zijn.

Hoewel de uitkomsten van deze proeven, van laboratorium tot in het veld, niet precies gelijk zijn is wel duidelijk dat een grote mate van verwateren, meer dan 50% reductie, alleen kan worden bereikt voor de PCB's die nog enigszins wateroplosbaar zijn. Een dergelijke mate van reductie van dl-PCB's (bv PCB-126) en dioxines wordt niet bereikt in vissen noch in krab.

## % reductie nodig in aal en wolhandkrab

In Tabel 3 staan de gehalten som-indicator-PCB en som-TEQ, gemeten in aal en wolhandkrab uit het Hollands Diep in 2018. Om te voldoen aan de voedselveiligheidsnormen, voor som-indicator-PCB 300 microgram per kg, voor som-TEQ 10 nanogram/kg, moet een aanzienlijke reductie worden bereikt

Tabel 3. In 2018 gemeten gehalten in aal en wolhandkrab uit het Hollands Diep, en de mate van reductie vereist om aan de norm te voldoen

	Organisme	Gemeten gehalten	Norm	Reductie (%) nodig voor norm
Som-indicator-PCB (microgram/kg)	Aal	914	300	67
	Krab	1078	300*	72
Som-TEQ (nanogram/kg)	Aal	23	10	56
	Krab	59	20*	65

\* voor wolhandkrab is er officieel alleen een norm voor witvlees uit de poten en scharen. Bij wolhandkrab wordt echter specifiek het vette vlees uit het lichaam gegeten, wat veel sterker gecontamineerd is, maar daar is geen Europese norm voor. Wolhandkrab uit het IJsselmeer (Den Oever) bevat som-TEQ gehalten van ongeveer 20-25 ng/kg en som-indicator-PCB gehalten van ongeveer 300 microgram/kg in het vette vlees uit het lichaam en deze mag worden verhandeld. Als dit als leidraad wordt genomen is er nog steeds een aanzienlijke reductie van gehalten nodig voordat een wolhandkrab uit de gesloten gebieden hieraan voldoet.

---

## 3 Conclusies

De theorie van verwateren, ondersteund door zowel wetenschappelijke experimenten in het laboratorium als praktijkproeven in het veld, voorspelt een minimale reductie van som-TEQ en som-indicator-PCB gehalten in aal en wolhandkrab. De chemische eigenschappen én gehalten van PCB's en dioxines zijn zeer ongunstig voor het proces van verwateren en reductie vindt ook niet of nauwelijks plaats. Alleen de gehalten van de lager gechloroerde PCB's, waaronder enkele indicator PCB's (PCB-28 en PCB-52), kunnen onder goede verwatercondities wel in een relevante mate worden verlaagd. De reductie door verwateren is echter te gering om de gehalten som-indicator-PCB of som-TEQ in wolhandkrab of aal uit het benedenrivieren gebied beneden de voedselveiligheidsnormen te brengen.

De eindconclusie van dit rapport is dat door verwateren geen relevante verlaging van som-indicator-PCB of som-TEQ gehalten bereikt kan worden.

---

# Literatuur

1. Van Leeuwen S.P.J., A.N. Nijrolde, L.A.P. Hoogenboom, M.J.J. Kotterman. 2019. Dioxines, dioxineachtige- en niet dioxineachtige PCB's in rode aal en schubvis uit Nederlandse binnenwateren. Resultaten van 2018. RIKILT rapport 2019.003
2. Van Leeuwen S.P.J. 2019. Trends van dioxines en polychloorbifenylen (PCB's) in aal en wolhandkrab uit het benedenrivierengebied. WFSR notitie
3. Kotterman M.J.J. 2016. Aanpassing programma monitoring aal ter ondersteuning beleidskader open/gesloten gebieden. Wageningen Marine Research rapport C084/16
4. Van Leeuwen S.P.J., A.W.J.M. Nijrolde, L.A.P. Hoogenboom, M.J.J. Kotterman. 2019. Contaminanten in Chinese wolhandkrab. Resultaten van 2018 RIKILT rapport 2019.004
5. Paterson, G., Drouillard, K. G., Leadley, T. A., and G. D. Haffner. 2007. Long-term polychlorinated biphenyl elimination by three size classes of yellow perch (*Perca flavescens*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 64, 1222-1233.
6. Coristine, S., Haffner, G. D., Ciborowski, J. J. H., Lazar, R., Nanni, M. E., and C. D. Metcalfe. 1996. Elimination rates of selected di-ortho, mono-ortho, and non-ortho substituted polychlorinated biphenyls in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environmental Toxicology and Chemistry 15, 1382-1387.
7. Dabrowska, H., Fisher, S. W., Dabrowski, K., and A. E. Staubus. 1999. Dietary uptake efficiency of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl in yellow perch and rainbow trout: Role of dietary and body lipids. Environmental Toxicology and Chemistry 18, 938-945.
8. Fitzsimmons, P. N., Fernandez, J. D., Hoffman, A. D., Butterworth, B. C., and J. W. Nichols. 2001. Branchial elimination of superhydrophobic organic compounds by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic Toxicology 55, 23-34.
9. Van Geest, J.L., D, Mackay, D.G. Poirier, P. K. Sibley, and K. R. Solomon. 2011. Accumulation and Depuration of Polychlorinated Biphenyls from Field-Collected Sediment in Three Freshwater Organisms. Environ. Sci. Technol. 45, 16, 7011-7018
10. Kelly, B. C., Gray, S. L., Ikonomou, M. G., MacDonald, J. S., Bandiera, S. M., and E. G. Hryciak. 2007. Lipid reserve dynamics and magnification of persistent organic pollutants in spawning sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) from the Fraser River, British Columbia. Environmental Science & Technology 41, 3083-3089
11. Debruyn, A. M. H., Ikonomou, M. G., and F. Gobas. 2004. Magnification and toxicity of PCBs, PCDDs, and PCDFs in upriver-migrating Pacific salmon. Environmental Science & Technology 38, 6217-6224.
12. Hajslovia, J., Schoula, R., Kocourek, V., Gregor, P., Kohoutkova, J., Holadova, K., Poustka, J., Svobodova, Z., and B. Vykusova. 1997. Elimination of PCBs from heavily contaminated carp (*Cyprinus carpio L*) in clean water-depuration study. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 59, 452-459.
13. Deboer, J., Vandervalk, F., Kerkhoff, M. A. T., Hagel, P., and U. A. T. Brinkman. 1994. 8-Year Study on the Elimination of PCBs and Other Organochlorine Compounds from Eel (*Anguilla-anguilla*) under Natural Conditions. Environmental Science & Technology 28, 2242-2248.
14. Van Hattum, B., Nijssen, P., en J-F Focant. 2013. Dioxines en PCB's in Chinese wolhandkrab uit het Benedenrivierengebied. IVM Rapport nr. R-13/06
15. Kotterman, MJJ. 2018. Verwaterexperiment wolhandkrabben. Rapportage resultaten. Briefrapport WMR 1830571

---

# Verantwoording

Rapport C087/19.

Projectnummer: 4318100302.

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research

Akkoord: Dr. E.F. Foekema  
Onderzoeker / Projectleider

Handtekening:



Datum: 12 september 2019

Akkoord: Dr. J. Asjes  
Manager Integratie

Handtekening:



Datum: 12 september 2019

---

Wageningen Marine Research  
T: +31 (0)317 48 09 00  
E: [marine-research@wur.nl](mailto:marine-research@wur.nl)  
[www.wur.nl/marine-research](http://www.wur.nl/marine-research)

Bezoekers adres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden

---

**Wageningen Marine Research** levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.



Wageningen Marine Research is onderdeel van Wageningen University & Research. Wageningen University & Research is het samenwerkingsverband tussen Wageningen University en Stichting Wageningen Research en heeft als **missie**: 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'