

Voorstel voor bodemsaneringsnormen voor Decabroomdifenylether (BDE-209)

Studie uitgevoerd in opdracht van: OVAM
Referentie: 2024/EI/R/3179
Maart 2024

Voorstel voor bodemsaneringsnormen voor Decabroomdifenylether (BDE-209)

VITO

Boeretang 200

2400 MOL

Belgium

BTW No: BE0244.195.916

vito@vito.be – www.vito.be

IBAN BE34 3751 1173 5490 BBRUBEBB

Mirja Van Holderbeke

R&D

Mirja.vanholderbeke@vito.be



Vision on technology
for a better world

vito.be

AUTEURS

Van Holderbeke Mirja, VITO
Geerts Lieve, VITO
Bierkens Johan, VITO
Touchant Kaat, VITO
Joris Ingeborg, VITO

VERSPREIDINGSLIJST

Griet Van Gestel, OVAM
Laetitia Six, OVAM

Distributie: beperkt

II

Ref: 2024/EI/R/3179

Dit rapport is de weerslag van een onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek op basis van de stand van de kennis van wetenschap en techniek beschikbaar bij VITO op het moment van het onderzoek. Alle intellectuele eigendomsrechten, waaronder het auteursrecht, op dit rapport berusten bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek ("VITO"), Boeretang 200, BE-2400 Mol, RPR Turnhout BTW BE 0244.195.916. Dit rapport kan zonder de voorafgaande schriftelijke toestemming van VITO niet geheel of gedeeltelijk worden gereproduceerd of worden gebruikt voor het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin. Tenzij uitdrukkelijk anders bepaald is de informatie zoals verstrekt in dit rapport van vertrouwelijk aard en kan dit rapport, of delen ervan, niet worden verspreid aan derden. In het geval dat reproductie of verspreiding wel is toegestaan, vb. door de vermelding "algemene verspreiding", is bronvermelding verplicht.

SAMENVATTING

Voorliggend rapport bespreekt de voorstellen voor bodemsaneringsnormen (BSN) voor Decabroomdifenyylether (BDE-209). De afleiding volgt de richtlijnen zoals opgenomen in Cornelis and Touchant (2016). De berekeningen van de bodemsaneringsnormen werden uitgevoerd met een aangepaste versie van S-Risk 1.3.3 waarin de BCF factoren uitgedrukt worden op basis van droge stofgehalten in de bodem en niet in het poriewater.

Voor de voorstellen BSN werd getoetst aan de toxicologische referentiewaarden vermeld in US-EPA (2008a). Voor de ecotoxicologische toetsingswaarden werd eenmalig de $PNEC_{bodem}$ uit het EU-RAR (ECB, 2002) en het REACH dossier geselecteerd als BSN_{eco} . Tabel 1 toont de resulterende normvoorstellen voor bodem voor BDE-209 met in het vet gedrukt de te verkiezen waarde. De streefwaarde wordt eveneens vermeld, deze is gelijk gesteld aan de aantoonbaarheidsgrens.

Tabel 1: Voorgestelde BSN voor bodem (mg/kg ds) en streefwaarde voor BDE-209 met in het vet gedrukt de te verkiezen waarde. De getallen werden afgerond op 2 beduidende cijfers.

Bestemmingstype	II	III	IV	V
Vlarebo	-	-	-	-
Voorstel humaan tox US-EPA (2008a)	9,4	61	1500	21.000
Voorstel ecotox ECB (2002)	98	98	98	-
Beleidsmatige bijstelling POP verordening				580
Streefwaarde (aantoonbaarheidsgrens)	0,03	0,03	0,03	0,03

De BSN voor grondwater heeft een humaan toxicologische onderbouwing, en komt overeen met de drinkwaternorm indien deze een toxicologische basis heeft (Cornelis & Touchant, 2016). De voorgestelde **BSN grondwater bedraagt 42 µg/l** en is gebaseerd op de RfD van US-EPA (2008a). De streefwaarde voor grondwater bedraagt 0,02 µg/l en is gelijkgesteld aan de aantoonbaarheidsgrens.

De voorgestelde **richtwaarde voor bodem is 7,5 mg/kg ds** en komt overeen met 80% van de voorgestelde BSN type II. De voorgestelde waarde voor bouwkundig bodemgebruik/in een vormvast product is 580 mg/kg ds en komt overeen met de BSN type V.

INHOUDSTAFEL

AUTEURS.....	I
VERSPREIDINGSLIJST.....	II
SAMENVATTING	III
INHOUDSTAFEL	I
LIJST VAN FIGUREN.....	III
LIJST VAN TABELLEN.....	IV
LIJST VAN AFKORTINGEN.....	VI
1 INLEIDING	1
1.1. ACHTERGROND	1
1.2. AANPAK	1
1.2.1. <i>Fysicochemische eigenschappen</i>	1
1.2.2. <i>Voorkomen in het milieu</i>	1
1.2.3. <i>Toxicologie</i>	2
1.2.4. <i>Transfer naar dier en plant</i>	2
1.2.5. <i>Berekeningen</i>	2
1.2.6. <i>Ecotoxicologische toetsingswaarden</i>	3
1.2.7. <i>Integratie en evaluatie van de normvoorstellen</i>	3
1.3. LEESWIJZER.....	3
2 GEDRAG IN DE BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN	4
2.1 IDENTIFICATIE.....	4
2.2 BRONNEN VAN BIS(PENTABROMOPHENYL) ETHER.....	4
2.3 GEDRAG IN BODEM	5
2.3.1 <i>Vorm van voorkomen</i>	5
2.3.2 <i>Verspreiding</i>	5
2.3.3 <i>Omzetting en afbraak</i>	6
2.4 FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN	7
2.4.1 <i>Oplosbaarheid (S)</i>	7
2.4.2 <i>Zuurdissoctatieconstante (pKa)</i>	11
2.4.3 <i>Dampdruk (Vp)</i>	11
2.4.4 <i>Henry-coëfficiënt (H)</i>	13
2.4.5 <i>Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log K_{ow})</i>	14
2.4.6 <i>Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})</i>	15
2.4.7 <i>Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht (K_{oa})</i>	16
2.4.8 <i>Permeatie doorheen waterleiding (D_{pe}, D_{pvc})</i>	17
2.4.9 <i>Diffusiecoëfficiënt in lucht (D_a) en water (D_w)</i>	18
3 VOORKOMEN IN HET MILIEU EN BLOOTSTELLING VAN DE MENS.....	19
3.1 BODEM	19
3.2 LUCHT	19
3.2.1 <i>Buitenlucht</i>	20
3.2.2 <i>Binnenlucht</i>	24
3.3 DRINKWATER	27
3.4 CONCENTRATIES IN LEVENSMIDDELEN EN INNAME VIA VOEDING.....	27
4 OPNAME DOOR PLANTEN	36
4.1 BEREKENING VAN DE TRANSFER NAAR PLANTEN MET S-RISK	36
4.1.1 <i>Validatie van de transferberekeningen in S-Risk</i>	37
5 OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN	40
5.1 PBT EVALUATIE.....	40
5.2 TRANSFER NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN	40
5.3 BTF OP BASIS VAN TAKAKI ET AL. (2015).....	41

5.3.1	Validatie van de transferberekeningen in S-Risk	42
6	TOXICOLOGIE	45
6.1	INLEIDING	45
6.2	TOXICOKINETIEK	45
6.2.1	Absorptie	45
6.2.2	Orale relatieve biobeschikbaarheid vanuit bodem/stof	46
6.2.3	Dermale absorptie	48
6.2.4	Dermale absorptie vanuit water	48
6.2.5	Dermale absorptie vanuit bodem/stof	48
6.2.6	Distributie	49
6.2.7	Metabolisatie	50
6.2.8	Eliminatie	51
6.3	EFFECTEN OP PROEFDIEREN	51
6.3.1	Acute toxiciteit	51
6.3.2	Subchronische en chronische studies	51
6.3.3	Ontwikkelingsstudies	52
6.3.4	Reproductiestudies	55
6.3.5	Immunotoxiciteit	55
6.3.6	Levertoxiciteit	56
6.3.7	Genotoxiciteit	61
6.3.8	Carcinogeniteit	61
6.4	EFFECTEN OP MENSEN	62
6.4.1	Schildklierhormonen	62
6.4.2	Diabetes	62
6.5	OVERZICHT VAN BESCHIKBARE TOXICOLOGISCHE REFERENTIEWAARDEN	63
6.6	VOORSTEL VOOR TE HANTEREN TOXICOLOGISCHE REFERENTIEWAARDEN	70
7	ECOTOXICOLOGIE	74
8	WETTELIJKE NORMEN	75
8.1	LUCHT	75
8.2	DRINKWATER	75
8.3	VOEDING EN VOEDER	75
8.4	POP VERORDENING (EU) 2019/1021 (EU, 2019)	75
9	BEREKENING VAN NORMEN VOOR BODEM EN GRONDWATER	78
9.1	BODEM	78
9.2	GRONDWATER	79
9.3	ECOTOXICOLOGIE	80
9.4	RICHTWAARDEN	82
9.5	INTEGRATIE EN EVALUATIE	83
9.5.1	Bodem	83
9.5.2	Grondwater	85
9.5.3	Richtwaarden	85
9.5.4	Voorstel waarde bouwkundig bodemgebruik	85
10	VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN	86
10.1	BODEM	86
10.2	SEDIMENT	86
10.3	GRONDWATER	86
11	BESLUIT	87
	BIJLAGE A – METHODIEK VOOR DE AFLEIDING VAN ECOTOXICOLOGISCHE NORMEN	88
	BIJLAGE B – MODEL VOORT BEREKENEN VAN BTF_{SPIER} (TAKAKI ET AL., 2015)	89
	BIJLAGE C – VALIDATIE VAN DE BTF-TRANSFERBEREKENINGEN IN S-RISK GEBRUIK MAKEND VAN DE FORMULES VAN TRAPP VOOR DE BCF	90
	BIJLAGE D – STOFFENFICHE BDE-209	92
	REFERENTIES	96

LIJST VAN FIGUREN

FIGUUR 1: CONCENTRATIE BDE-209 IN 50 ONVERDACHTE BODEMSTALEN OVER VLAANDEREN (OVERGENOMEN VAN OVAM (2020)).	19
FIGUUR 2: TEMPORELE VARIATIE VAN BDE-209 IN DE BUITENLUCHT IN PARIJS (OVERGENOMEN VAN TLILI ET AL. (2012)).	21
FIGUUR 3: BDE-209 CONCENTRATIES (PG/M ³) IN DE BUITENLUCHT GEBASEERD OP DATA IN CORNELIS ET AL. (2009) EN DE LITERATUURSTUDIE IN DIT RAPPORT.	24
FIGUUR 4: BDE-209 CONCENTRATIES (PG/M ³) IN DE BINNENLUCHT GEBASEERD OP DATA IN CORNELIS ET AL. (2009) EN DE LITERATUURSTUDIE IN DIT RAPPORT.	26
FIGUUR 5: VERDELING VAN DE STALEN OVER 11 EUROPESE LANDEN (BE: BELGIË, CZ: TSJECHISCHE REPUBLIEK, DE: DUITSLAND, EE: ESTLAND, ES: SPANJE, FI: FINLAND, FR: FRANKRIJK, IE: IERLAND, NL: NEDERLAND, NO: NOORWEGEN, UK: VERENIGD KONINKRIJK). OVERGENOMEN VAN EFSA (2011).	28
FIGUUR 6: DE CONCENTRATIE (PG/G PRODUCT) VAN BDE-209 IN VERSCHILLENDE VOEDSELcategorieën IN NEDERLAND, BEMONSTERD EN GEANALYSEERD IN 2008 (OVERGENOMEN VAN ZEILMAKER ET AL. (2014)).	33
FIGUUR 7: DE BIJDRAGE VAN VERSCHILLENDE VOEDSELcategorieën IN NEDERLAND TOT DE INDIVIDUELE 2-DAGSE BEREKENDE BLOOTSTELLING VIA VOEDING IN 2008 (OVERGENOMEN VAN ZEILMAKER ET AL. (2014)).	33
FIGUUR 8: AANDEEL VAN BODEM, GRAS, MAIS EN WATER IN TOTALE INNAME VAN VLEES-EN MELKVEE BIJ EEN PROXY ACHTERGRONDCONCENTRATIE IN DE BODEM VAN $1,53 \cdot 10^{-3}$ MG/KG DS BDE-209. DE CONCENTRATIES IN DE VEEVOEDERGEWASSEN WERDEN BEREKEND MET TRAPP OF OP BASIS VAN BCF-FACTOREN ("BCF" IN DE FIGUUR). DE TOTALE DAGELIJKSE INNAME VAN HET VEE STAAT TUSSEN HAAKJES.	44
FIGUUR 9: BIJDRAGE VAN DE BLOOTSTELLINGSWEGEN TOT HET GLOBALE RISICO VOOR BDE-209 (BLAUW: ORAAL, GROEN: DERMAAL, ORANJE: INADEMING). DE BIJDRAGE IS BEREKEND VOOR EEN BODEMCONCENTRATIES GELIJK AAN DE VOORSTELLEN VOOR HUMAAN TOXICOLOGISCH ONDERBOUWING VAN BODEMSANERINGSNORMEN, EN MET UITZONDERING VAN BESTEMMINGSTYPE VB, VOOR KINDEREN (1-6 JAAR).	79
FIGUUR 10: VARIATIE VAN DE VOORGESTELDE NORMEN VOOR BDE-209 IN FUNCTIE VAN ORGANISCH MATERIAAL.	84
FIGUUR 11: AANDEEL VAN BODEM, GRAS, MAIS EN WATER IN TOTALE INNAME VAN VLEES-EN MELKVEE BIJ EEN PROXY ACHTERGRONDCONCENTRATIE IN DE BODEM VAN $1,53 \cdot 10^{-3}$ MG/KG DS BDE-209. DE CONCENTRATIES IN DE VEEVOEDERGEWASSEN WERDEN BEREKEND MET TRAPP. DE TOTALE DAGELIJKSE INNAME VAN HET VEE STAAT TUSSEN HAAKJES.	91

LIJST VAN TABELLEN

TABEL 1: VOORGESTELDE BSN VOOR BODEM (MG/KG DS) EN STREEFWAARDE VOOR BDE-209 MET IN HET VET GEDRUKT DE TE VERKIEZEN WAARDE. DE GETALLEN WERDEN AFGEROND OP 2 BEDUIDENDE CIJFERS.	III
TABEL 2: OPLOSBAARHEID IN $\mu\text{G/L}$ VAN DE VASTE STOF OF ONDERKOELDE VLOEISTOF VOOR BDE-209 ZOALS GEVONDEN IN DE LITERATUUR OF BEREKEND MET BEHULP VAN DE FUGACITEITSRATIO (VERGELIJKING 1).	9
TABEL 3: DAMPDRIK VAN DE ONDERKOELDE VLOEISTOF (Pa) VOOR BDE-209 ZOALS GEVONDEN IN DE LITERATUUR OF BEREKEND MET BEHULP VAN DE FUGACITEITSRATIO (VERGELIJKING 2). DE ONDERLIJNDE WAARDEN WERDEN GEBRUIKT OM HET GEOMETRISCH GEMIDDELDE TE BEREKENEN.	12
TABEL 4: HENRY COËFFICIËNT IN $\text{Pa m}^3/\text{mol}$ VOOR BDE-209 ZOALS GEVONDEN IN DE LITERATUUR. DE HENRY COËFFICIËNT IS BEREKEND ALS HET GEMIDDELDE VAN DE ONDERLIJNDE WAARDEN.	13
TABEL 5: OCTANOL-WATER VERDELINGSCOËFFICIËNT VOOR BDE-209 ZOALS GEVONDEN IN DE LITERATUUR.	14
TABEL 6: VERDELINGSCOËFFICIËNT ORGANISCHE KOOLSTOF VOOR BDE-209 ZOALS GEVONDEN IN DE LITERATUUR.	16
TABEL 7: VERDELINGSCOËFFICIËNT OCTANOL-LUCHT VOOR BDE-209 ZOALS GEVONDEN IN DE LITERATUUR.	17
TABEL 8: LB EN UB ²⁵ CONCENTRATIE ($\mu\text{G/KG}$ VERS GEWICHT) VOOR BDE-209 IN DE ACHT LEVENSMIDDEL CATEGORIËN GEBRUIKT VOOR DE BLOOTSTELLINGSBEPALING DOOR EFSA (TABEL 11 EN 15 IN EFSA (2011)). PER LEVENSMIDDEL CATEGORIE WORDT HET TOTAAL AANTAL STALEN EN HET PERCENTAGE STALEN LAGER DAN DE LOQ OF LOD VERMELD.	29
TABEL 9: LB EN UB GEMIDDELDE INNAME (NG/KG LG PER DAG) VOOR BDE-209 IN VERSCHILLENDE LEEFTIJDSCATEGORIEËN BEREKEND VOOR BELGIË DOOR EFSA (TABELLEN 17, D1-D4 IN EFSA (2011)). EFSA MAAKT HIERVOOR GEBRUIK VAN INNAMEDATA UIT DE BELGISCHE VOEDSELCONSUMPTIEPEILING (2004) IN COMBINATIE MET EUROPESE CONCENTRATIEDATA IN DE LEVENSMIDDELEN.	30
TABEL 10: EUROPESE LITERATUURDATA WAARIN DE INNAME (NG/KG LG PER DAG) VAN BDE-209 VIA VOEDING BEGROOT WERD, OVERGENOMEN VAN EFSA (2011)).	30
TABEL 11: INNAME VAN BDE-209 VIA VOEDING DOOR DE VLAAMSE (BELGISCHE) BEVOLKING (NG/KG LG.DAG), OVERGENOMEN VAN CORNELIS ET AL. (2009).	30
TABEL 12: CONCENTRATIES BDE-209 IN BELGISCHE LEVENSMIDDELEN VAN KLASSEKE EN BIOLOGISCHE TEELT ($\mu\text{G/KG}$), OVERGENOMEN VAN D'HOLLANDER ET AL. (2009), TABEL 30	31
TABEL 13: GEMIDDELDE CONCENTRATIES VAN BDE-209 ($\mu\text{G/KG}$ VG) ZOALS GEBRUIKT IN DE INNAMESCHATTING IN CORNELIS ET AL. (2009)	32
TABEL 14: STUDIES WAARIN BELGISCHE DATA BESCHIKBAAR ZIJN VOOR DE INNAME VAN BDE-209 VIA VOEDING, OF WAARIN CONCENTRATIES IN VERSCHILLENDE LEVENSMIDDEL CATEGORIEËN BEPAALD WERDEN (LB = LOWER BOUND; UB = UPPER BOUND).	34
TABEL 15: BLOOTSTELLING VIA VOEDING ZOALS GEBRUIKT VOOR HET BEREKENEN VAN DE NORMVOORSTELLEN IN S-RISK.	35
TABEL 16: CONCENTRATIES IN VERSCHILLENDE LEVENSMIDDELEN ZOALS GEBRUIKT VOOR HET BEREKENEN VAN DE NORMVOORSTELLEN IN S-RISK.	35
TABEL 17: BEREKENDE BCF FACTOREN VOOR OVERDRACHT VAN BDE-209 VAN BODEM NAAR PLANT, UITGEDRUKT IN $(\text{MG/KG DS PLANT})/(\text{MG/KG DS BODEM})$. DE VERT GEDRUKTE GETALLEN ZIJN OVERGENOMEN UIT DE LITERATUUR, DE NIET VET GEDRUKTE GETALLEN ZIJN BCF-FACTOREN DIE GELIJKGESTELD ZIJN AAN DEZE VAN ANDERE GEWASSEN.	37
TABEL 18: BEREKENDE CONCENTRATIES IN GEWASSEN BIJ EEN PROXY ACHTERGROND CONCENTRATIE VAN $1,53 \cdot 10^{-3} \text{ MG/KG DS}$ IN DE BODEM, GEBRUIK MAKEND VAN ENERZIJD'S DE FORMULES VAN TRAPP EN ANDERZIJD'S BCF FACTOREN.	38
TABEL 19: BTF BEREKEND MET HET MODEL VAN TAKAKI ET AL. (2015)	42
TABEL 20: BEREKENDE BTF EN VOORSTELLEN BSN TYPE II MET BTF FACTOREN BEREKEND MET TAKAKI ET AL. (2015) EN TRAVIS AND ARMS (1988). DE BCF WERD BEREKEND GEBRUIK MAKEND VAN DE BCF-FACTOREN IN TABEL 17	42
TABEL 21: BEREKENDE BDE-209 CONCENTRATIES IN VLEES, ORGANEN, MELK EN BOTER MET BTF FACTOREN BEREKEND MET TAKAKI ET AL. (2015) EN TRAVIS AND ARMS (1988) (ORANJE CELLEN) BIJ EEN BODEMCONCENTRATIE VAN $1,53 \cdot 10^{-3} \text{ MG/KG DS}$ EN CONCENTRATIEDATA VOOR DEZE LEVENSMIDDELEN UIT DE LITERATUUR. DE CONCENTRATIES IN VEEVOEDER WERDEN MET BCF FACTOREN BEREKEND.	43
TABEL 22: CARCINOGENE CLASSIFICATIE VAN DECABDE	45
TABEL 23: ORALE TOXICITEITSSTUDIES MET PROEFDIEREN	58
TABEL 24: BMD ₁₀ -WAARDEN VOOR KRITISCHE EFFECTEN VAN DECABDE	63

TABEL 25: TOXICOLOGISCHE REFERENTIEWAARDEN VOOR NIET CARCINOGENE EFFECTEN VAN DECABDE ...	69
TABEL 26: TOXICOLOGISCHE REFERENTIEWAARDEN VOOR CARCINOGENE EFFECTEN VAN DECABDE.....	70
TABEL 27: TOXICOLOGISCHE REFERENTIEWAARDEN VOOR DE BODEMNORMERING	70
TABEL 28: ARGUMENTEN PRO EN CONTRA VOOR DE KEUZE TUSSEN RfD EN MRL	72
TABEL 29: DRINKWATERLIMIT VOOR DECABDE	75
TABEL 30: UTC, LPCL EN UPCL VOOR DE SOM VAN DECABDE, TETRABDE, PENTABDE, HEXABDE EN HEPTABDE.	76
TABEL 31: BEREKENDE BODEMSANERINGSNORMEN (HUMAANTOXICOLOGISCH ONDERBOUWD) VOOR BDE-209 (MG/KG DS).	78
TABEL 32: BESCHIKBARE ECOTOXICITEITSGEGEVENS VOOR BDE-209 UIT CHRONISCHE TESTEN OP TERRESTRISCHE PLANTEN, BODEMINVERTEBRATEN EN MICROBIËLE EFFECTEN (ECHA, REACH DATABANK; DEENSE EPA, 2012)	80
TABEL 33: BEREKENDE RISICOGEBASEERDE GRENSWAARDEN VOOR BDE-209 VOOR EEN OPVULLING (GW1), EEN OPHOGING MET EEN BODEM GEVOELIG VOOR UITLOGING (GW2) EN EEN OPHOGING MET EEN BODEM GEMIDDELD GEVOELIG VOOR UITLOGING (GW3).....	83
TABEL 34: DE VOORGESTELDE BSN VOOR BODEM (MG/KG DS,) VOOR BDE-209 MET IN HET VET DE TE VERKIEZEN WAARDE (AFGEROND OP 2 BEDUIDENDE CIJFERS).	84
TABEL 35: STREEFWAARDE EN BEREKENDE BODEMSANERINGSNORMEN VOOR BDE-209 (MG/KG DS) MET IN HET VET GEDRUKT DE TE VERKIEZEN WAARDE.	87
TABEL 36: BEREKENDE BTF EN VOORSTELLEN BSN TYPE II MET BTF FACTOREN BEREKEND MET TAKAKI ET AL. (2015) EN TRAVIS AND ARMS (1988). DE BCF WERD BEREKEND MET HET TRAPP MODEL.....	90
TABEL 37: BEREKENDE BDE-209 CONCENTRATIES IN VLEES, ORGANEN, MELK EN BOTER MET BTF FACTOREN BEREKEND MET TAKAKI ET AL. (2015) EN TRAVIS AND ARMS (1988) BIJ EEN BODEMCONCENTRATIE VAN $1,53 \cdot 10^{-3}$ MG/KG DS. DE CONCENTRATIES IN VEEVOEDER WERDEN MET DE FORMULES VAN TRAPP BEREKEND.....	90

LIJST VAN AFKORTINGEN

ABS	Absorptie
BFR	Brominated Flame Retardant - Gebromeerde vlamvertrager
BDE-209	= decaBDE
BMD	Benchmark dosis
BMDL	Benedengrens van het betrouwbaarheidsinterval van de benchmark dosis
CONTAM	EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain
decaBDE	Decabromodiphenyl ether - decabroomdifenylether
EC ₅₀	Concentratie die 50% effect veroorzaakt
EROD	7-ethoxyresorufin O-de-ethylase
GD	Gestation day – dag van de zwangerschap
GI	Gastro-intestinaal
GLUT	Glucosetransporter
GSH	Gereduceerd glutathion
LB	Lower Bound
LC ₅₀	Concentratie die 50% letaliteit veroorzaakt
LDPE	Low density polyethyleen
Ig	lichaamsgewicht
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
LOD	Limit of detection - aantoonbaarheidsgrens
MDE	Malondialdehyde
MOE	Margin of exposure
MMP	Membraanpotentiaal in de mitochondriën
MRL	Minimal risk level
NECC	Nutrient and Energy Cycling Check
NHANES	National Health and Nutrition Examination Survey
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NTP	National Toxicology Program
PBDE	Polygebromeerde difenylether
PBT	Persistent, bioaccumulerend én toxisch
PCB	Polychloorbifenylen
PE	Polyethyleen
PND	Postnatal day - dag na de geboorte
PNEC	Predicted no effect concentration
PROD	Pentoxyresorufin O-de-ethylase
QSAR	Quantitative Structure Activity Relationship
QSPR	Quantitative Structure Property Relationship
RAIS	Risk Assessment Information System
RBA	Relatieve biobeschikbaarheid
REACH	Registratie, evaluatie, autorisatie van chemische stoffen (Verordening EG 1907/2006)
RfD	Reference dose
SOD	Superoxidase dismutase
SVOC	Semi-volatile organic compounds
T ₃	Triiodothyronine
T ₄	Thyroxine
T ₄ -UDPGT	T ₄ -uridine difosfaat glucuronyl transferase
TDI	Tolerable daily intake - toelaatbare maximale inname
TEC	Threshold Effect Concentration
TSH	Thyroid stimulating hormone - schildklierstimulerend hormoon
UB	Upper bound
zPzB	zeer persistent en zeer bioaccumulerend

1 INLEIDING

1.1. Achtergrond

Het voorliggend rapport betreft een voorstel voor de bodemsaneringsnormen voor Decabroomdifenylether (BDE-209). Het rapport bespreekt in detail de elementen van het voorstel. De informatie is samengevat in een stoffenfiche (Bijlage D), die als basis dient voor de invoer van de gegevens in het S-Risk model. Via het S-Risk model (www.s-risk.be) worden voorstellen voor bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde berekend. De informatieverzameling volgt de richtlijnen zoals opgenomen in “Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden” (Cornelis en Touchant (2016)).

1.2. Aanpak

1.2.1. Fysicochemische eigenschappen

Volgende bronnen werden geraadpleegd voor het opzoeken van fysicochemische eigenschappen, vermits voor een aantal parameters de informatie schaars is, werd tevens informatie opgezocht in de internationale literatuur:

- PubChem databank <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/14410>
- REACH registratiedossier:
 - <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/14217/4/9>
 - https://echa.europa.eu/nl/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation/-/substance-rev/2552/del/50/col/staticField_-105/type/asc/pre/2/view
- Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals (Mackay *et al.*, 2006)
- EPA exposure assessment EPA (2010) en EPA Technical fact sheet (EPA, 2017)
- Toxicological Profile for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) (ATSDR, 2017)
- Risk assessment report - bis(pentabromophenyl) ether, ECB (2002)
- IRIS Toxicological review of decabromodiphenyl ether, US-EPA (2008b)
- PCS (1994)
- Australian Priority Existing Chemical Assessment Report, NICNAS (2019)
- Internationale literatuur: Wania and Dugani (2003), Palm *et al.* (2002), Hardy (2002), Bläuenstein (2007), Yue and Li (2013), Zhang *et al.* (2010), Wang *et al.* (2008), Xu *et al.* (2007), Sander (2015), (Booij *et al.*, 2017), Perron *et al.* (2013), Bao *et al.* (2011), HSDB (2015), Cetin and Odabasi (2005), Braekevelt *et al.* (2003)
- Modelleren met EPI Suite v4.11

1.2.2. Voorkomen in het milieu

De bespreking van het voorkomen van BDE-209 in het milieu is beperkt tot de milieucompartimenten en gegevens nodig voor de bepaling van de achtergrondconcentraties en achtergrondblootstelling. Het betreft lucht, drinkwater en voeding.

Achtergrondconcentraties in binnenlucht worden gelijkgesteld aan achtergrondconcentraties in buitenlucht. De mogelijk hogere concentraties in binnenlucht als gevolg van binnenhuisbronnen en de daaruit resulterende blootstelling worden immers niet meegenomen in de achtergrondblootstelling.

Voor de achtergrondblootstelling via inname van voeding, of voor concentraties in levensmiddelen, is voor BDE-209 informatie voor België beschikbaar in het project FLAREFOOD (Malysheva *et al.*, 2017) (Poma *et al.*, 2018), EFSA (2011), Cornelis *et al.* (2009) en Voorspoels *et al.* (2007).

1.2.3. Toxicologie

Het overzicht van de toxicologie is voornamelijk gebaseerd op rapporten van wetenschappelijke instanties en publicaties uit wetenschappelijke tijdschriften. Het hoofdstuk Toxicologie geeft een beschrijving van de toxicokinetiek en een bondige beschrijving van de belangrijkste toxicologische effecten. De toxicologische referentiewaarden die door bekende instanties zijn afgeleid worden grondig geëvalueerd en op basis van die evaluatie wordt ten slotte een referentiewaarde voor de normering geselecteerd.

1.2.4. Transfer naar dier en plant

Voor het in kaart brengen van de transfer van BDE-209 naar dierlijke en plantaardige producten werd in eerste instantie nagegaan of er experimentele gegevens beschikbaar zijn op basis waarvan de transfer empirisch kan bepaald worden. Op basis van het aantal en de kwaliteit van de gegevens werd vervolgens beslist of deze empirisch afgeleide data worden weerhouden dan wel dat er gebruik wordt gemaakt van de vergelijkingen in S-Risk om de transfer naar planten (Trapp) en dierlijke en plantaardige producten (Travis and Arms) te schatten. Via een validatieoefening werden de resultaten bekomen met factoren gebaseerd op experimentele data en de transfervergelijkingen in S-Risk met elkaar vergeleken.

1.2.5. Berekeningen

De berekeningen van de normvoorstellen voor de vaste fase (bodem) zijn uitgevoerd met S-Risk versie 1.3.3. Applicatie I is gebruikt voor het berekenen van de normvoorstellen, applicatie II met aanpassing van de bufferlengte (binnenlucht tabblad) naar 0,75 meter voor het interpreteren van de resultaten naar blootstellingsroutes en blootstellingswegen. De aanpassing van de bufferlengte is nodig om met dezelfde instellingen als in applicatie I te rekenen.

Er worden berekeningen uitgevoerd totdat de bodemconcentratie overeenstemt met een blootstelling die leidt tot een risico-index gelijk aan 1 voor de niet-carcinogene eindpunten en/of tot een extra levenslang kankerrisico gelijk aan $1/10^5$ voor de carcinogene eindpunten. Het gebruik van simulaties volgens pseudo-drempel¹ is voor de vermelde stoffen niet van toepassing. Er worden eveneens berekeningen uitgevoerd totdat de bodemconcentratie overeenstemt met een concentratie in levensmiddelen (alleen type II), buitenlucht, binnenlucht en drinkwater, die gelijk is aan de limiet voor deze compartimenten. Voor levensmiddelen wordt altijd een wettelijke limiet gebruikt, indien deze voorhanden is. Voor lucht en drinkwater is als uitgangspunt gesteld dat een wettelijke limiet genomen wordt, indien deze voor Vlaanderen/België bestaat. Bestaat er geen wettelijke limiet, dan wordt een toxicologische limiet gebruikt. De berekeningen voor het afleiden van de bodemsaneringsnormen voor BDE-209 werden uitgevoerd in een aangepaste versie van S-Risk (1.3.3) om de transfer naar planten op basis BCF factoren ten opzichte van het vaste deel van de bodem toe te laten, in tegenstelling van de gebruikelijke werkwijze waar de BCF factoren voor organische stoffen in S-Risk worden uitgedrukt op basis van poriewaterconcentraties.

De berekening van de normvoorstellen voor het grondwater zijn uitgevoerd zoals beschreven in Cornelis en Touchant (2016). Indien er een wettelijke waarde voor drinkwaterkwaliteit bestaat, werd die meegenomen bij het voorstel voor saneringsnorm.

¹ Wanneer de drempelwaarde onder de achtergrondblootstelling ligt wordt een pseudo-drempel bepaald

1.2.6. Ecotoxicologische toetsingswaarden

Voor de evaluatie van ecotoxicologische effecten werden nieuwe primaire bronnen en/of databanken geconsulteerd om op basis hiervan nieuwe ecotoxicologische normen af te leiden. Voor de eigenlijke afleiding werd geen gebruik gemaakt van de methodiek beschreven in Cornelis and Touchant (2016) omdat niet aan de gebruiksvoorwaarden van die methodiek was voldaan; als toetsingswaarde wordt de $PNEC_{\text{bodem}}$ voorgesteld.

1.2.7. Integratie en evaluatie van de normvoorstellen

Bij het vaststellen van een bodemsaneringsnorm worden een aantal elementen afgewogen, zoals beschreven in Cornelis en Touchant (2016). Hieronder valt de vergelijking tussen humaan toxicologisch en ecotoxicologisch onderbouwde normen, de evaluatie van de analytische haalbaarheid, de vergelijking met streefwaarden (zijn de waarden analytisch te onderscheiden en hoger dan de streefwaarden), de berekening van richtwaarden en de haalbaarheid hiervan, en tenslotte de impact op het huidige beleid. Bij het bepalen van de richtwaarden wordt rekening gehouden met risico voor verspreiding naar bodem en grondwater en met de streefwaarde en bodemsaneringsnorm voor het meest kwetsbare bestemmingstype. Bij de bepaling van de waarde voor bouwkundig bodemgebruik wordt rekening gehouden met het risico voor verspreiding naar bodem en grondwater en een begrenzing naar de bodemsaneringsnorm van het minst kwetsbare bestemmingstype.

1.3. Leeswijzer

Dit rapport bespreekt de voorstellen tot normering voor Decabromodifenyl ether (BDE-209).

Het gedrag in de bodem en fysicochemische eigenschappen worden besproken in **Error! Reference source not found.** Het voorkomen in het milieu in bodem, lucht, drinkwater, in levensmiddelen en blootstelling via de consumptie van levensmiddelen komt aan bod in **Error! Reference source not found.** Opname en transfer naar planten en dieren worden besproken in 4 en 5. Toxicologie met inbegrip van toxicokinetiek, effecten op proefdieren en mensen, en een selectie van de te hanteren toxicologische referentiewaarden voor normering komen aan bod in 6, in 7 wordt dieper ingegaan op de ecotoxicologie. Wettelijke normen worden vermeld in 8 en in 9 worden de voorstellen voor BSN berekend. In dit hoofdstuk is ook een stuk voorzien rond integratie van de verschillende waarden (humaan toxicologisch voorstel, ecotoxicologisch voorstel, streefwaarden, richtwaarden). In 10 wordt tenslotte een vergelijking gemaakt met buitenlandse normen.

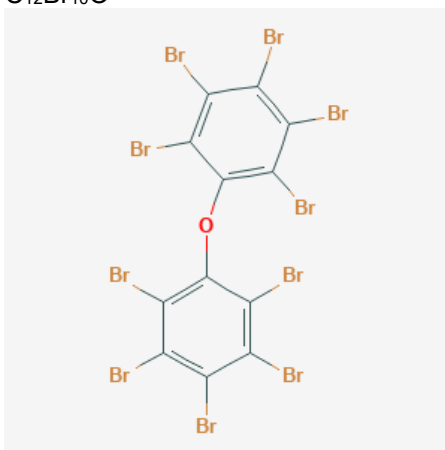
In de bijlage D is voor BDE-209 stoffenlijst opgenomen, die de in dit document voorgestelde waarden voor invoergegevens in S-Risk bevat.

2 GEDRAG IN DE BODEM EN FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN

2.1 Identificatie

BDE-209

synoniemen Nederlands:	Bis(pentabromophenyl) ether Decabroomdifenylether Decabromodiphenyl ether 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decabroomdiphenylether DBDE decaBDE BDE-209
naamgeving Engels:	1,2,3,4,5-pentabromo-6-(2,3,4,5,6-pentabromophenoxy)benzene Decabromodiphenyl oxide
CAS-nummer:	1163-19-5
EINECS-nummer:	214-604-9
EG-indexnummer:	²
formule:	C ₁₂ Br ₁₀ O



molmassa: 959,2 g/mol

2.2 Bronnen van Bis(pentabromophenyl) ether

Bis(pentabromophenyl) ether (of kort BDE-209) komt niet van nature voor in het milieu. Bis(pentabromophenyl) ether is een gebromeerde vlamvertrager (BFR) en wordt gebruikt in tal van producten om de ontvlambaarheid te verminderen zoals kleefstoffen en dichtingsproducten, coatings, vulmiddelen, stopverf, pleisters, boetseerlei, inkt en toners, leerbehandelingsproducten, smeermiddelen en vetten, poetsmiddelen en wassen, polymeren, was- en reinigingsmiddelen en cosmetica en producten voor persoonlijke verzorging. BDE-209 kan bijgevolg worden aangetroffen in producten met materiaal op basis van kunststof (bijv. verpakking en opslag van levensmiddelen, speelgoed, mobiele telefoons), stoffen, textiel en kleding (bijv. kleding, matrassen, gordijnen of tapijten, textielspeelgoed), rubber (bijv. banden, schoenen, speelgoed), leer (bijv. handschoenen, schoenen, portemonnees, meubelen) en papier (bijv. tissues, producten voor vrouwelijke hygiëne, luiers, boeken, tijdschriften, behangpapier) (ECHA Substance Infocard³).

² Enkel voor stoffen met geharmoniseerde gevaarsindeling; decaBDE heeft geen geharmoniseerde gevaarsindeling, zie [C&L Inventory - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/nl/substance-information/-/substanceinfo/100.013.277)

³ <https://echa.europa.eu/nl/substance-information/-/substanceinfo/100.013.277> geconsulteerd 3 mei 2021

Bis(pentabromophenyl) ether is een additieve vlamvertrager, d.w.z. dat hij fysisch met het te behandelen materiaal wordt gecombineerd en niet chemisch (zoals bij reactieve vlamvertragers). Dit betekent dat de mogelijkheid bestaat dat de vlamvertrager tot op zekere hoogte uit het behandelde materiaal vrijkomt (ECB, 2002).

BDE-209 kan in het milieu terechtkomen via huishoudelijk gebruik, zowel binnenshuis als buitenshuis door vrijkomen uit bijvoorbeeld textiel, bouwmaterialen, papier- en kartonproducten en elektronische apparatuur; door hergebruik van zuiveringsslib als meststof (Sellström *et al.*, 2005) en tijdens industrieel gebruik zoals de productie van voorwerpen en de formulering van materialen.

Gebromeerde vlamvertragers kunnen samen gebruikt worden in 'technische mengsels'. DecaBDE bestaat uit een mengeling van 97-98% BDE-209 en tot 3% nonaBDEs, en werd in Europa in tien keer grotere hoeveelheden gebruikt dan alle andere BDEs samen (Smolders *et al.*, 2009). Het decaBDE -mengsel wordt naast toepassingen in textiel vooral gebruikt in plastics (voornamelijk in HIPS (high-impact polystyreen; voornamelijk in elektronica en behuizing van tv's, computers, etc.), maar ook in polyethyleen (in elektronica en verpakkingsmateriaal), in polypropyleen (in elektronica, auto-industrie en constructiematerialen), in polybutyleen tereftalaat (in elektronica), in onverzadigde polyesters (in constructiematerialen en in de auto-industrie), in ethyleen vinyl acetaat (in schuimrubber) Er is in Vlaanderen geen productie van gebromeerde vlamvertragers, maar er is wel gebruik van BFRs in bepaalde kunststoffen en textielartikelen (overgenomen van Van Hooste (2013)).

2.3 Gedrag in bodem

Verwacht wordt dat BDE-209 sterk absorbeert aan bodem en sediment, aangezien het een hoge verdelingscoëfficiënt octanol/water heeft (zie 2.3.2). BDE-209 is relatief immobiel in de bodem en het is onwaarschijnlijk dat BDE-209 in het grondwater terechtkomt. BDE-209 is in de EU geïdentificeerd als zeer persistent en zeer bioaccumulerend (zPzB) (zie 5.1) (ECHA, 2012b). Bovendien is BDE-209 opgenomen in de lijst van persistente organische verontreinigende stoffen (POPs) (EU, 2019). Aangezien BDE-209 een persistente stof is die bovendien zeer immobiel is, kan worden verwacht dat BDE-209 gedurende lange tijd in de bodem aanwezig blijft.

2.3.1 Vorm van voorkomen

BDE-209 komt als vaste stof voor in de bodem.

BDE-209 is persistent en heeft geen H atomen om af te staan. Daarom kunnen we veronderstellen dat de stof in de bodem voornamelijk voorkomt als C₁₂Br₁₀O.

2.3.2 Verspreiding

De adsorptie van polygebromeerde difenylethers (PBDE's) neemt in het algemeen toe naarmate de bromering van PBDE's en het organische koolstofgehalte van bodem en sediment toenemen. Als gevolg daarvan hebben de meeste PBDE's weinig of geen mobiliteit in de bodem en zullen ze naar verwachting niet uitlogen (bijv. naar het grondwater). De vervluchtiging van PBDE's uit de bodem naar de lucht wordt beperkt door de lage vluchtigheid van PBDE's en de sterke adsorptie van PBDE's aan de bodem. Er is een kans dat PBDE's uit de bodem in de lucht vrijkomen, vooral als het organische koolstofgehalte van de bodem laag is (ATSDR, 2017).

Bovenstaande informatie wordt bevestigd door de PubChem databank waarin gesteld wordt dat BDE-209 in de bodem niet mobiel is omwille van een hoge verdelingscoëfficiënt organische koolstof-water (Koc), ook vervluchtiging zal weinig plaatsvinden omwille van een lage Henry constante⁴.

2.3.3 Omzetting en afbraak

De informatie over de omzetting en afbraak van PBDE's in de bodem is beperkt. Uit verschillende studies is gebleken dat hoger gebromeerde PBDE-congeneren fotodegradatie kunnen ondergaan waarbij lager gebromeerde congeneren als fotochemische bijproducten worden gevormd. Fotodegradatie wordt gedefinieerd als de fotochemische omzetting van een molecuul in fragmenten met een lager molecuulgewicht, meestal in een oxidatieproces (EPA, 2010). Fotolyse lijkt het dominante omzettingsproces voor PBDE's te zijn in experimentele studies. Het is onbekend in hoeverre PBDE's in de bodem en sedimenten rechtstreeks door fotolyse worden aangetast. Zonlicht dringt alleen door tot in de bovenste paar millimeter van de bodem en heeft geen invloed op sedimenten. Het belang van fotochemische omzettingsreacties in het milieu kan echter bij gebrek aan informatie niet worden bepaald.

Het bewijs voor fototransformatie van BDE-209 in bodem is beperkt. In een Zweedse veldstudie met gronden die blootgesteld waren aan BDE-209 via atmosferische depositie, rioolslib of regelmatige overstroming door een rivier werd geen fotolytische transformatie vastgesteld (ECHA, 2012b). Söderström *et al.* (2004) hebben op basis van experimenten met kunstmatig en natuurlijk zonlicht aangetoond dat fotolytische debromering van BDE 209 een mogelijke route is voor de vorming van biologisch beter beschikbare, lager gebromeerde BDE's in bodem. De fotolytische halveringstijd voor BDE-209 is langer in complexere matrices, d.w.z. sediment en bodem, bij kunstmatig zonlicht bedraagt deze 150-200 uur in bodem. Maar de milieurelevantie van dit afbraakmechanisme is mogelijk beperkt door de sterke adsorptie van BDE-209 aan bodempartikels die met het verouderen van de bodem, samen met andere bodembestanddelen een schild vormen waardoor BDE-209 minder bereikbaar wordt voor licht (ECHA, 2012b). De trage fotodebromeringssnelheid op de bodem kan leiden tot een continue productie van BDE's met een lager broomgehalte, zoals BDE-154 en 183, die stabiel zijn voor fotolytische afbraak.

Abiotische degradatie van BDE-209 wordt uitvoerig besproken in ECHA (2012b). Hydrolyse in bodem is weinig relevant omdat BDE-209 een zeer lage wateroplosbaarheid heeft en geen functionele groepen bevat die vatbaar zijn voor hydrolyse.

Op basis van simulatie studies in water wordt aangenomen dat de meeste PBDE's langzaam afbreken in bodems of sedimenten onder aerobe of anaerobe omstandigheden. Op basis van een zeer beperkt aantal studies in bodems lijkt biologische afbraak voor PBDE's niet significant te zijn (ATSDR, 2017). Een interessante studie van Huang *et al.* (2010) heeft aangetoond dat telen van planten een significant effect kan hebben op de transformatie van decaBDE, waarbij tetra- en hexaBDE congeneren werden gevormd bij een bodemconcentratie van 5 mg decaBDE/kg droog gewicht. Een verlies van 20% decaBDE werd vastgesteld over een periode van 2 maanden; met radijs, dat aanleiding gaf tot de hoogste transformatie, werd ten minste 122 µg/kg ds van tetra- tot heptaBDEs gevormd (i.e. 2,7% van de totale BDEs gemeten aan het einde van de test (ECHA, 2012b).

De degradatie halveringstijd in sediment en bodem bedraagt beduidend meer dan 180 dagen, waardoor BDE-209 als zeer persistent beschouwd wordt. Het is bovendien zeer waarschijnlijk dat BDE-209 in bodem en sedimenten wordt omgezet in stoffen die PBT/zPzB-eigenschappen hebben, ofwel fungeren als precursor van stoffen met PBT/zPzB-eigenschappen, in afzonderlijke hoeveelheden van meer dan 0,1% massa over een tijdsbestek van één jaar (ECHA, 2014).

⁴ <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/14410#section=Environmental-Fate-Exposure-Summary> geconsulteerd mei 2021

Reactie met reducerend materiaal (zoals ijzerhoudende mineralen en sulfide-ionen) die in bodem voorkomen onder aerobe omstandigheden is mogelijk een bijkomende abiotische transformatieroute, maar op basis van de beschikbare data is het niet mogelijk de omvang en de snelheid hiervan in te schatten (ECHA, 2012b).

2.4 Fysicochemische eigenschappen

Voor de opstelling van bodemsaneringsnormen wordt ernaar gestreefd om een overzicht te geven van het bereik van waarden dat teruggevonden wordt om de onzekerheid te kennen en van daaruit een beste schatting te selecteren. Daarom worden meerdere referenties geraadpleegd en wordt vaak ook een literatuuropzoeking uitgevoerd. Bij een beperkte set van experimentele gegevens of grote onzekerheid, kan best vergeleken worden met QSAR³⁴-voorspellingen (Cornelis & Touchant, 2016).

Volgende bronnen werden geraadpleegd voor het opzoeken van fysicochemische eigenschappen, vermits voor een aantal parameters de informatie schaars is, werd tevens informatie opgezocht in de internationale literatuur:

- PubChem databank <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/14410>
- REACH registratiedossier <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/14217/4/9> en https://echa.europa.eu/nl/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation/-/substance-rev/2552/del/50/col/staticField_-105/type/asc/pre/2/view
- Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals (Mackay *et al.*, 2006)
- EPA exposure assessment EPA (2010) en EPA Technical fact sheet (EPA, 2017)
- Toxicological Profile for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) (ATSDR, 2017)
- Risk assessment report - bis(pentabromophenyl) ether, ECB (2002)
- IRIS Toxicological review of decabromodiphenyl ether, US-EPA (2008b)
- Australian Priority Existing Chemical Assessment Report, NICNAS (2019)
- Internationale literatuur: Wania and Dugani (2003), Palm *et al.* (2002), Hardy (2002), Bläuenstein (2007), Yue and Li (2013), Zhang *et al.* (2010), Wang *et al.* (2008), Xu *et al.* (2007), (Sander, 2015), (Booij *et al.*, 2017), Perron *et al.* (2013), Bao *et al.* (2011)
- Modellerings met EPI Suite v4.11

Wanneer meerdere getalwaarden beschikbaar zijn kan worden beslist om een gemiddelde (rekenkundig of geometrisch) van de gevonden waarden te gebruiken voor de berekening van de normvoorstellen. Hierbij wordt uitgegaan van volgende regel: het geometrisch gemiddelde wordt gebruikt in gevallen waarbij het verschil tussen de gegevenswaarden van de overeenkomstige gegevensverzameling een veelvoud is van 10 of logaritmisches⁵.

2.4.1 Oplosbaarheid (S)

Voor stoffen die bij omgevingstemperatuur vast zijn wordt de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof (*sub-cooled liquid*) genomen (Cornelis & Touchant, 2016). De meeste bronnen vermelden voor BDE-209 de oplosbaarheid van de vaste stof, of geven geen duidelijke informatie of de oplosbaarheid over de onderkoelde vloeistof of vaste stof gaat. In Tabel 2 staan de in de literatuur gevonden waarden, wanneer er onduidelijkheid is of de waarde voor vaste stof of onderkoelde vloeistof geldt, werd aangenomen dat dit de oplosbaarheid is voor de vaste stof.

⁵ <https://nl.sawakinome.com/articles/mathematics/difference-between-geometric-mean-and-arithmetic-mean.html>

Bij gebrek aan gegevens over oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof kan deze berekend worden uit de oplosbaarheid van de vaste stof en de fugaciteitsratio volgens (Wania & Dugani, 2003; Liu *et al.*, 2013):

$$S_L = \frac{S_S}{F} \quad \text{Vergelijking 1}$$

Met

S_L = de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof in $\mu\text{g/l}$ of mol/m^3

S_S = de oplosbaarheid van de vaste stof in $\mu\text{g/l}$ of mol/m^3

F = de fugaciteitsratio (verhouding van vluchtigheid van de vaste stof en de onderkoelde vloeistof)

Voor BDE-209 bedraagt de fugaciteitsratio bij 25 °C 0,00179 (Wania & Dugani, 2003); waar mogelijk werd met behulp van Vergelijking 1 de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof berekend uit de oplosbaarheid van de vaste stof.

Voor de bodemnormering zijn de geselecteerde waarden voor dampdruk, oplosbaarheid en Henry-coëfficiënt, waarden die bij eenzelfde temperatuur bepaald of afgeleid zijn. De temperatuur, waarbij ze bepaald of berekend zijn, ligt in het bereik van bodem- tot omgevingstemperatuur (10 – 20 °C) (Cornelis & Touchant, 2016). In de literatuur werden echter slechts een beperkt aantal waarden voor de oplosbaarheid van BDE-209 gevonden, allen uitgedrukt bij een temperatuur van 25 °C. Bovendien drukken heel wat bronnen de oplosbaarheid uit als 'kleiner dan' of werd de oplosbaarheid vermeld voor het technisch mengsel DecaBDE.

We kiezen **de waarde van** [Wania and Dugani \(2003\), 2,23 \$\mu\text{g/l}\$, als oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof omdat deze waarde 1\) lager ligt dan wat de literatuurbronnen die 'kleiner dan' waarden vermelden aangeven en 2\) deze waarschijnlijk gebaseerd is op experimentele waarden.](#)

De basisinformatie voor risico evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden (Cornelis & Touchant, 2016) stelt het volgende "De geselecteerde waarden voor dampdruk, oplosbaarheid en Henry-coëfficiënt zijn waarden die bij eenzelfde temperatuur bepaald of afgeleid zijn. De temperatuur, waarbij ze bepaald of berekend zijn, **ligt in het bereik van bodem- tot omgevingstemperatuur (10 – 20 °C)**. De temperatuur heeft immers een grote invloed op deze waarden." Omwille van ontbrekende data worden deze drie parameters voor BDE-209 bij 25 °C gebruikt voor het opstellen van bodemnormen. Literatuur over de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof was enkel beschikbaar voor waarden bij 25 °C. Ook voor de dampdruk is het merendeel van de gegevens beschikbaar bij 25 °C. Een beperkt aantal data is beschikbaar bij 21 °C, echter wordt deze waarde door andere auteurs als te hoog beschouwd. De meeste literatuurbronnen vermelden de Henry-coëfficiënt bij 25 °C. Cetin and Odabasi (2005) vermelden experimentele waarden voor de Henry-coëfficiënt bij een reeks van temperaturen, bij een overgang van 15°C naar 25 °C gaat de Henry-coëfficiënt volgens deze auteurs van $2,0 \cdot 10^{-2} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$ naar $4,0 \cdot 10^{-2} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$. Voor de Henry coëfficiënt gebeurt in S-Risk een herrekening van de temperatuur.

Tabel 2: Oplosbaarheid in µg/l van de vaste stof of onderkoelde vloeistof voor BDE-209 zoals gevonden in de literatuur of berekend met behulp van de fugaciteitsratio (vergelijking 1).

Temp. °C	Bron	Oplosbaarheid onderkoelde vloeistof - µg/l	Oplosbaarheid vaste stof - µg/l	Oplosbaarheid (niet vermeld of voor vaste stof of onderkoelde vloeistof) - µg/l	Experimenteel / computermodel	opmerking
25	Wania and Dugani (2003) In (Mackay <i>et al.</i> , 2006) ⁶ en Bläuenstein (2007)	2,23 (berekend uit $2,33 \cdot 10^{-6}$ mol/m ³ dat berekend werd met vergelijking 1)	0,004 (berekend uit $4,17 \cdot 10^{-09}$ mol/m ³ in Wania (2003) supporting information)		Experimenteel (volgens Wania (2003) supp. en (Bläuenstein (2007)))	Link in Wania (2003) supporting information naar oorspronkelijke bron werkt niet meer
25	Wania and Dugani (2003)	0,23 (berekend uit $2,95 \cdot 10^{-7}$ mol/m ³)			model	De geselecteerde meetgegevens ($2,33 \cdot 10^{-6}$ mol/m ³) werden aangepast om aan de thermodynamische beperkingen te voldoen
25	(ATSDR, 2017) (EPA, 2017)	< 55,8 (berekend met fugaciteitsratio)		< 0,1	Geschatte waarde op basis dampspanning en oplosbaarheid andere BDEs	Waarde voor technisch mengsel decaBDE
25	NTP 1992 (vermeld in Pubchem databank)	< 55869 (berekend met fugaciteitsratio)		< 1000		
25	REACH dossier ⁷	< 55,8 (berekend met fugaciteitsratio)	< 0,1		experimenteel	
25	EPA exposure assessment (EPA, 2010) ⁸ ECB (2002)	< 55,8 (berekend met fugaciteitsratio)	< 0,1		experimenteel	GLP-studie (1997) met technisch mengsel (97,4% decaBDE); de detectielimiet was 0,1 µg/l (ECB, 2002)
25	US-EPA (2008b)	< 55,8 (berekend met fugaciteitsratio)	< 0,1		Wordt niet vermeld	Overgenomen van Hardy (2002)
25	Norris et al. (1973) in Bläuenstein (2007)	12853 (berekend uit $1,34 \cdot 10^{-2}$ mol/m ³)	20-30* 23 (berekend met vergelijking 1)		experimenteel	Waarde voor technisch mengsel decaBDE; *oplosbaarheid vermeld in ECB (2002)

⁶ Verkeerd overgenomen in Mackay, in plaats van mol/m³ vermelden de auteurs mg/l

⁷ <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/14217/4/9>

⁸ Verkeerd overgenomen van ECB (2002) European Union Risk assessment report - bis(pentabromophenyl) ether - Cas No 1163-19-5, EINECS No 214-604-9. European Commission, Ispra, Italië, pp. 294.nl. <0.001 mg/l

Temp. °C	Bron	Oplosbaarheid onderkoelde vloeistof - µg/l	Oplosbaarheid vaste stof - µg/l	Oplosbaarheid (niet vermeld of voor vaste stof of onderkoelde vloeistof) - µg/l	Experimenteel / computermodel	opmerking
25	Palm <i>et al.</i> (2002)	0,007 (berekend met fugaciteitsratio)	$1,3 \cdot 10^{-5}$		model	Geëxtrapoleerd vanuit waarden andere BDE's
25	EPI Suite	< 55,8 (berekend met fugaciteitsratio)	<0,1		experimenteel	Hardy and Smith 1999 referentie in Waternt model
25	EPI Suite v4.11 ⁹	$1,6 \cdot 10^{-5}$ 1,5 (berekend met fugaciteitsratio)	$2,8 \cdot 10^{-8}$ (WSKOW v1.41) $2,6 \cdot 10^{-3}$ (WATERNT)		model	De voorkeur gaat uit naar Waternt, omdat decaBDE buiten het Kow-domein van de training set van WsKow valt.
25	Yue and Li (2013)	1,1 (berekend uit $1,12 \cdot 10^{-6}$ mol/m ³)			model	quantitative structure property relationship (QSPR) aangepast om te voldoen aan fundamentele thermodynamische vergelijkingen

⁹ WsKow leidt oplosbaarheid af uit log Kow; voor decaBDE gebeurde de berekening met een geschatte log Kow van 12,11. De log Kow van decaBDE valt buiten het domein van de training set van WsKow (max. 8,27). Waternt berekent de oplosbaarheid op basis van de som van constante waarden die toegekend zijn aan fragmenten vermenigvuldigd met de frequentie van die fragmenten; aromatisch Br is zulk een fragment; maar het hoogste aantal aromatische Br atomen in eender welk molecule in de training set is 2, wat de onzekerheid over de berekende waarde verhoogt; decaBDE valt wel binnen het domein van het model.

2.4.2 Zuurdissociatieconstante (pKa)

BDE-209 wordt niet verwacht te dissociëren onder normale omgevingsomstandigheden (NICNAS, 2019).

2.4.3 Dampdruk (Vp)

Voor stoffen die bij omgevingstemperatuur vast zijn wordt de dampdruk van de onderkoelde vloeistof (sub-cooled liquid) genomen.

De dampdruk van de onderkoelde vloeistof kan berekend worden uit de dampdruk van de vaste stof en de fugaciteitsratio volgens (Wania & Dugani, 2003; Liu *et al.*, 2013):

$$P_L = \frac{P_S}{F} \quad \text{Vergelijking 2}$$

Met

P_L = de dampdruk van de onderkoelde vloeistof in $\mu\text{g/l}$ of mol/m^3

P_S = de dampdruk van de vaste stof in $\mu\text{g/l}$ of mol/m^3

F = de fugaciteitsratio (dezelfde waarde als voor oplosbaarheid, 0,00179 bij 25 °C)

Wania and Dugani (2003) stellen in hun overzicht van literatuurwaarden dat de waarden voor dampspanning voor de hogere broomcongeneren (vooral decaBDE) extreem laag zijn en daarom waarschijnlijk buiten de betrouwbaarheid van meetmethoden liggen. Zij stellen voor geëxtrapoleerde waarden te gebruiken (door lineaire extrapolatie versus molaire massa) in plaats van gemeten en menen dat dit tot betere waarden leidt. Palm *et al.* (2002) pasten een soortgelijke aanpak toe en gebruikten ook geëxtrapoleerde gegevens, verkregen door lineaire regressies in hun PBDE-modelleringsstudie. Wania and Dugani (2003) beschouwen bovendien de dampdruk van $4,63 \times 10^{-6}$ Pa bij 21 °C zoals gepubliceerd door o.a. ECB (2002), (EPA, 2010), US-EPA (2008b) en in het REACH dossier als te hoog. Andere bronnen vermelden inderdaad bij een temperatuur van 25 °C waarden die tot 4 grootteordes lager liggen (terwijl je bij een hogere temperatuur een hogere dampdruk zou verwachten). Bovendien moeten dampdruk en oplosbaarheid in S-Risk bij voorkeur bij dezelfde temperatuur opgegeven worden, en is oplosbaarheid enkel beschikbaar bij 25 °C.

Om deze reden wordt een geometrisch gemiddelde van de beschikbare waarden bij 25 graden genomen, deze waarden zijn allemaal gemodelleerd of gebaseerd op extrapolaties van meetwaarden: $1,12 \cdot 10^{-8}$ Pa. Met zulke lage dampdruk zal BDE-209 naar verwachting niet vervluchtigen van droge bodemoppervlakken.

Tabel 3: Dampdruk van de onderkoelde vloeistof (Pa) voor BDE-209 zoals gevonden in de literatuur of berekend met behulp van de fugaciteitsratio (vergelijking 2). De onderlijnde waarden werden gebruikt om het geometrisch gemiddelde te berekenen.

Temp. °C	Bron	Dampdruk onderkoelde vloeistof - Pa	Dampdruk vaste stof Pa	Experimenteel / computermodel	Opmerking
21	ECB (2002) EPA (2010) US-EPA (2008b) ¹⁰ REACH dossier ¹¹	$4,63 \times 10^{-6}$		experimenteel	In de literatuur konden geen schattingen of metingen van BDE 209 worden gevonden. Aangezien de commerciële formulering van decaBDE 97% BDE 209 bevat, wordt aangenomen dat de waarde voor decaBDE overeenkomt met BDE 209 Wania and Dugani (2003) beschouwen deze waarde als te hoog bij 21 °C
21	(ATSDR, 2017) Hardy (2002) (EPA, 2017)	$4,3 \times 10^{-6}$			Mogelijk een typefout en dezelfde waarde als deze vermeld door ECB (2002), (EPA, 2010), US-EPA (2008b) en in het REACH dossier
25	Wania and Dugani (2003)	<u>$5,01 \cdot 10^{-9}$</u>		Model	Model gebaseerd op geselecteerde meetgegevens van lichtere BDE's, die werden aangepast om aan de thermodynamische beperkingen te voldoen
25?	Bläuenstein (2007)	<u>$9,03 \cdot 10^{-8}$</u>		model	literatuur
25	EPI Suite v4.11	<u>$6,32 \cdot 10^{-7}$</u>		model	
25	(Mackay <i>et al.</i> , 2006) Wania and Dugani (2003)	<u>$2,95 \cdot 10^{-9}$</u>		Extrapolatie experimentele waarden	Geëxtrapoléerd op basis van gemeten waarden in Wong <i>et al.</i> (2001)
25	Fu and Suuberg (2011)	<u>$5,03 \cdot 10^{-10}$</u> (Berekend met fugaciteitscoefficient)	$9,02 \cdot 10^{-13}$	Extrapolatie experimentele waarden	
25	Yue and Li (2013)	<u>$1,43 \cdot 10^{-8}$</u>		model	quantitative structure property relationship (QSPR) aangepast om te voldoen aan fundamentele thermodynamische vergelijkingen
25	Palm <i>et al.</i> (2002)	<u>$3,03 \cdot 10^{-8}$</u> (Berekend met fugaciteitscoefficient)	$5,42 \cdot 10^{-11}$	model	Geëxtrapoléerd vanuit waarden andere BDE's
25	Wang <i>et al.</i> (2008)	<u>$3,89 \cdot 10^{-9}$</u>		model	QSPR
25	Xu <i>et al.</i> (2007)	<u>$3,98 \cdot 10^{-9}$</u>		Model	QSAR

¹⁰ Verwijst naar Hardy, M.L. (2002) A comparison of the properties of the major commercial PBDPO/PBDE product to those of major PBB and PCB products. *Chemosphere*, **46**, 717-728. als bron, echter waarde verschilt hiervan

¹¹ <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/14217/4/9> geconsulteerd mei 2021

2.4.4 Henry-coëfficiënt (H)

De Henry-coëfficiënt ($\text{Pa m}^3/\text{mol}$) is de verhouding van de dampdruk en de oplosbaarheid. De Henry-coëfficiënt kan berekend worden uit de dampdruk en de oplosbaarheid. Dit moeten altijd overeenstemmende waarden zijn: hetzij van de vaste stof, hetzij van de onderkoelde vloeistof. Omdat voor verdere berekeningen de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof van belang is, moeten in S-Risk voor stoffen die vast zijn bij omgevingstemperatuur de waarden voor de onderkoelde vloeistof gebruikt worden.

Heel wat bronnen verwijzen naar de experimenteel bekomen waarde voor de Henry-coëfficiënt van Cetin and Odabasi (2005), $4,0 \cdot 10^{-2} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$ bij 25°C . De gemodelleerde waarden bij dezelfde temperatuur bedragen tussen $1,21 \cdot 10^{-3}$ en $7,69 \cdot 10^{-4} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$. **We kiezen voor de normering van BDE-209 voor een Henry-coëfficiënt van $2,66 \cdot 10^{-3} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$ bij 25°C** , dit is het geometrisch gemiddelde van vijf experimentele en gemodelleerde waarden bij 25°C (onderlijnd in de tabel¹²). Wanneer de Henry coëfficiënt berekend wordt met de voor de normering gekozen oplosbaarheid en dampdruk, geeft dit een waarde van $4,81 \cdot 10^{-3} \text{ Pa m}^3/\text{mol}$ bij 25°C , wat in dezelfde grootteorde ligt als de hier berekende Henry-coëfficiënt op basis van literatuurdata. Verwacht wordt dat de vervluchtiging van BDE-209 van vochtige bodemoppervlakken geen belangrijk proces is.

Tabel 4: Henry coëfficiënt in $\text{Pa m}^3/\text{mol}$ voor BDE-209 zoals gevonden in de literatuur. De Henry coëfficiënt is berekend als het gemiddelde van de onderlijnde waarden.

Temp. $^\circ\text{C}$	Bron	Computermodel / experimenteel	Waarde $\text{Pa m}^3/\text{mol}$
25	PubChem databank (ATSDR, 2017) ECB (2002)	Model (EPI) Suite. Ver. 4.11. bond method	<u>$1,20 \cdot 10^{-3}$</u>
25	HSDB (2015) Zhang <i>et al.</i> (2010) Zhang <i>et al.</i> (2010) Zhang <i>et al.</i> (2010) Zhang <i>et al.</i> (2010) In Sander (2015)	EpiSuite v4.1 EpiSuite v4.0 SPARC v4.2 COSMOtherm v2.1 ABSOLV (ADMEBoxes v4.1)	$1,2 \cdot 10^{-3}$ $1,2 \cdot 10^{-3}$ <u>$2,44 \cdot 10^{-3}$</u> <u>$7,69 \cdot 10^{-4}$</u> <u>$1,49 \cdot 10^{-3}$</u>
5 15 25 30 40	Cetin and Odabasi (2005) EPA (2010) US-EPA (2008b) Bläuenstein (2007) Yue and Li (2013)	Experimenteel	$1,0 \cdot 10^{-2}$ $2,0 \cdot 10^{-2}$ <u>$4,0 \cdot 10^{-2}$</u> $1,1 \cdot 10^{-1}$ $1,9 \cdot 10^{-1}$
25	(EPA, 2017) (ATSDR, 2017)	Berekend als verhouding oplosbaarheid en dampdruk	$1,64 \cdot 10^{-1}$ Wordt niet meegenomen in de berekening van het geometrisch gemiddelde voor voorstel bodemnorm
25	Hardy (2002) US-EPA (2008b) ¹³ (ATSDR, 2017)	Model EPIwin v3.04	$1,96 \cdot 10^{-3}$ (berekend van $1,93 \cdot 10^{-8} \text{ atm m}^3/\text{mol}$) Wordt niet meegenomen in de berekening van het rekenkundig gemiddelde voor voorstel bodemnorm – oude versie EpiWin
	(ATSDR, 2017) ECB (2002)	Model EPIWIN v4.10 group method	$4,46 \cdot 10^{-3}$ (berekend van $4,4 \cdot 10^{-8} \text{ atm m}^3/\text{mol}$) Wordt niet meegenomen in de berekening van het rekenkundig gemiddelde voor voorstel bodemnorm (bond methode is getraind met meer stoffen (n442) dan group methode (212); bovendien is de bond methode iets nauwkeuriger (validatie r^2 0,997 vs 0,956 voor de group methode)

¹² Waarden zijn niet meegenomen omdat ze dubbel zijn (meerdere referenties die naar dezelfde bronnen verwijzen), berekend zijn als verhouding oplosbaarheid/dampdruk, of niet van toepassing zijn voor de juiste temperatuur.

¹³ US-EPA verwijst naar Hardy 2002 en ATSDR verwijst naar ECB 2001

2.4.5 Octanol-water verdelingscoëfficiënt (log K_{ow})

De K_{ow} kan opgezocht worden in de literatuur of kan berekend worden via QSAR's (zoals met KOWWIN in Epi-Suite) en wordt gedefinieerd als de verhouding tussen de concentratie van BDE-209 in n-octanol (normaal octanol) en de concentratie in water. Hoe hoger de oplosbaarheid in water, hoe geringer de neiging tot bioaccumulatie en hoe lager de waarde voor K_{ow}. In het algemeen zijn organische stoffen met een experimentele log K_{ow}-coëfficiënt van 5,0 of meer zeer hydrofoob, worden ze sterk in organisch materiaal geabsorbeerd, en hebben ze de neiging om te bioaccumuleren.

ECB (2002) vermeldt een experimentele log K_{ow} van 6,27 voor BDE-209 (gemeten met GC-ECD¹⁴), maar beschouwt deze waarde als de ondergrens voor de log K_{ow} waarde, het experimenteel meten van de K_{ow} is immers moeilijk voor dit type verbinding. Aangezien BDE-209 zeer slecht oplosbaar is in water, kan de aanwezigheid van sporen octanol in de waterfase van invloed zijn op de schijnbare waterconcentratie en dus op de gemeten K_{ow}-waarde. Deze waarde (6,27) is lager dan, maar vergelijkbaar met, de waarden voor pentaDBE (log K_{ow} 6,59) en octaDBE (log K_{ow} 6,29) die werden gemeten met dezelfde methode. Vanuit structureel oogpunt zou je verwachten dat de log K_{ow} stijgt met stijgend aantal Br-atomen. Watanabe and Tatsukawa (1990) gebruikten een andere techniek (HPLC¹⁵) en zagen wel een toename in log K_{ow} met toenemende bromering bij een serie van gebromeerde DPE's. De log K_{ow} voor BDE-209 was 9,97 (ECB, 2002).

Wania and Dugani (2003) stellen dat de waarden voor de hogere broomcongeneren (vooral decaBDE: 9,97) voor K_{ow} extreem hoog zijn en daarom waarschijnlijk buiten de betrouwbaarheid van meetmethoden liggen. Zij stellen voor geëxtrapoleerde waarden te gebruiken (door lineaire extrapolatie versus molaire massa) in plaats van gemeten waarden en menen dat dit tot betere waarden leidt. Daarom hebben Wania and Dugani (2003) een eenvoudig QSPR-model ontwikkeld op basis van geselecteerde, gemeten log K_{ow}-waarden van de lichtere BDE's. Deze waarden werden eerst aangepast om aan de thermodynamische beperkingen te voldoen en te corrigeren voor gedeeltelijke menging van octanol en water volgens de methode van Beyer *et al.* (2002), en toch zo dicht mogelijk aan te sluiten bij de geselecteerde gemeten waarden.

Vervolgens werd log K_{ow} geplot tegenover moleculegewicht. De lineaire regressie van deze plot werd dan gebruikt om de log K_{ow} van BDE-209 te berekenen. Palm *et al.* (2002) pasten een soortgelijke aanpak toe en gebruikten ook geëxtrapoleerde gegevens, verkregen door lineaire regressies in hun PBDE-modelleringsstudie. We zien inderdaad dat er een grote discrepantie is tussen de laagst gemeten experimentele waarde (log K_{ow} = 6,27) en de hoogste waarde (log K_{ow} = 12,11) die gemodelleerd is. **Wanneer we het geometrisch gemiddelde berekenen van de experimentele waarden in het overzicht in Tabel 5 krijgen we een log K_{ow} van 9,11¹⁶, deze waarde wordt gebruikt in de normeringsberekeningen en sluit nauw aan bij de experimentele waarde van Watanabe and Tatsukawa (1990).**

Tabel 5: Octanol-water verdelingscoëfficiënt voor BDE-209 zoals gevonden in de literatuur.

bron	opmerking	computermodel / experimenteel	Waarde log K _{ow}
PubChem databank, overgenomen van Watanabe and Tatsukawa (1990) Bläuenstein (2007) Wania and Dugani (2003) (Mackay <i>et al.</i> , 2006): ECB (2002) ECHA (2012b)	9,97 (decaBDE, reversed phase-HPLC-RT correlation, Watanabe & Tatsukawa 1989) 9,97 (quoted from Watanabe & Tatsukawa 1990, Pijnenburg <i>et al.</i> 1995) 9,97 (quoted, Wania & Dugani 2003)	Experimenteel	9,97

¹⁴ Gas Chromatography with an Electron Capture Detector

¹⁵ High-performance liquid chromatography

¹⁶ K_{ow} = 1,2749.10⁹

bron	opmerking	computermodel / experimenteel	Waarde log Kow
IPCS (1994)	Waarde vermoedelijk overgenomen van Watanabe and Tatsukawa (1990); waarde (9,97) overgenomen en afgerond naar 10 door Darnerud <i>et al.</i> (2001);	Experimenteel	9,97
EPA (2010) ECB (2002) REACH dossier ¹⁷ EPA (2017) ECB (2002) Hardy (2002); ATSDR (2017) ¹⁸	Waarde voor samengesteld mengsel van 3 producenten, met 97,4% decaBDE in het mengsel; verwijzing in ECB (2002) naar McGregor and Nixon (1997)	Experimenteel (GLP ¹⁹ studie volgens ECB (2002))	6,265
US-EPA (2008b) verwijst naar Hardy (2002)	Waarde voor commercieel decaBDE	Experimenteel (afrondding van 6,265 dus geen nieuwe waarde)	6,3
US-EPA (2008b) Hardy (2002)	US-EPA verwijst naar geschatte waarde in Hardy (2002)	Model EpiWin v3.04 (dit is een oudere versie van het model, geen rekening mee houden)	12,6
Episuite	v4.11	Model	12,11
Yue and Li (2013)	quantitative structure property relationship (QSPR) aangepast om te voldoen aan fundamentele thermodynamische vergelijkingen	Model	9,16
Wania and Dugani (2003)	De geselecteerde meetgegevens van de lagere BDE's werden aangepast om aan de thermodynamische beperkingen te voldoen en gebruikt om een QSPR-model te ontwikkelen voor de hogere BDE's	Experimenteel / model	8,70
Palm <i>et al.</i> (2002)	Geëxtrapoleerd vanuit waarden andere BDE's	Experimenteel / model	11,15
Zhang <i>et al.</i> (2010)	EpiSuite v4.0 SPARC COSMOtherm ABSOLV	Model	12,11 11,45 10,06 11,48
Braekevelt <i>et al.</i> (2003)	Metingen met extrapolatie naar BDE-209 ²⁰	Experimenteel / model	10,33

2.4.6 Verdelingscoëfficiënt organische koolstof – water (log K_{oc})

De K_{oc} is een maat voor bodemadsorptie en de mate waarin een chemische stof uitloopt naar het grondwater. Voor organische stoffen kan de log K_{oc} berekend worden uit de log K_{ow}. De K_{oc} kan eveneens opgezocht worden of kan in S-Risk berekend worden via de voorhanden zijnde QSAR's (algemene QSAR en relaties voor specifieke stofgroepen). In de literatuur werden gemodelleerde waarden gevonden voor log K_{oc} variërend tussen 5,2 en 9,9, deze hoge waarden wijzen erop dat BDE-209 niet mobiel is in de bodem.

Omwillen van de grote spreiding van de gevonden log K_{oc} waarden wordt voor de berekeningen van de bodemsaneringsnormen K_{oc} in S-Risk berekend op basis van de K_{ow}.

¹⁷ <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/14217/4/8> geconsulteerd mei 2021 -

¹⁸ ATSDR verwijst naar EPIWIN v4.10, maar deze referentie is vermoedelijk fout

¹⁹ Good Laboratory Practice

²⁰ Log K_{ow} = 0.621(#Br)+4,12 (R²=0,970)

Tabel 6: Verdelingscoëfficiënt organische koolstof voor BDE-209 zoals gevonden in de literatuur.

Bron	Opmerking	Computermodel / experimenteel	Waarde Log Koc
Pubchem databank	(EPI) Suite. Ver. 4.11. Nov, 2012	model	5,45
EPA (2017) (ATSDR, 2017)		model	6,8
ECB (2002); EPA (2010)	SAMS Soil Model Geschat op basis van gemeten verdelingscoëfficiënten tussen sediment en water, ervan uitgaande dat het sediment 5% organische koolstof bevat	Model / experimenteel	6,2
ECB (2002) NICNAS (2019) EPA (2010)EPA (2010)	EPIWin v3.11 (oude versie)	model	5,61
ECB (2002)	Berekend uit Kow met formule voor overwegend hydrofobe stoffen: $\log Koc = 0.81 \log Kow + 0.10$	model	5,18 (log Kow 6,27) 8,18 (log Kow 9,97) 9,91
ECB (2002)	Geselecteerd voor gebruik in EUSES model	?	6,22
US-EPA (2008b)	EPIwin v3.04 (oude versie)	model	6,254
Episuite v4.11 (Kocwin v. 2.00)	MCI methode ²¹ Kow methode	Model	5,441 7,679

Kd-waarden uit de ppt 'Gebromeerde vlamvertragers in sediment' van Sweco van 23/3/2023:

- 2 stalen met conc. 7620 µg/kg geven uitloging van 35.5 ng/l
- Overige stalen (max. 3530 µg/kg) geven geen uitloging

Op basis van deze beperkte dataset (van stalen met een meetbare concentratie zowel in bodem/sediment als in eluaat) wordt een Kd-waarde van 214650 L/kg afgeleid.

2.4.7 Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht (Koa)

De verdelingscoëfficiënt octanol-lucht, log Koa, is de verhouding tussen de concentratie van de chemische stof in octanol en de concentratie van de chemische stof in de lucht wanneer het octanol-luchtsysteem in evenwicht is (EPA (2010)).

Hoe groter de Log Koa is, des te sterker is de neiging van de atmosferische BDE-congeneer om te worden opgenomen door het organische materiaal in de bodem en de vegetatie. Het is dus een relatieve indicator van de chemische mobiliteit en de neiging tot uitwisseling van de atmosfeer naar het bodemoppervlak. Log Koa-waarden van 6-11 geven aan dat atmosferische PBDE's sterk absorberen in boskruinen en andere vegetatieve biomassa (EPA (2010)). Wania and Dugani (2003) stellen dat de waarden voor de hogere broomcongeneren (vooral decaBDE) voor Koa extreem hoog zijn en daarom waarschijnlijk buiten de betrouwbaarheid van meetmethoden liggen. Zij stellen voor geëxtrapoleerde waarden te gebruiken (door lineaire extrapolatie versus molaire massa) in plaats van gemeten waarden en menen dat dit tot betere waarden leidt.

De in de literatuur gevonden waarden voor log Koa voor BDE-209 variëren sterk, van 13,2 tot 18,4.

In S-Risk wordt Koa gebruikt in de berekening van de overdracht naar planten. Het ingeven van een Koa-waarde is optioneel in S-Risk. Voor de berekeningen van de bodemsaneringsnormen is het daarom niet nodig een log Koa te selecteren en laten we omwille van de grote spreiding in de in de literatuur gevonden waarden, **Koa berekenen door S-Risk** (op basis van de Kow).

²¹ Voor hydrofobe organische stoffen is de molecular connectivity index (MCI) methode beter geschikt dan de Kow methode omdat de eerste niet gebaseerd op log Kow

Tabel 7: Verdelingscoëfficiënt octanol-lucht voor BDE-209 zoals gevonden in de literatuur.

bron	Computermodel / experimenteel	opmerking	Waarde log
EPA exposure assessment (EPA, 2010) - 25°C		Uit Webster et al. (2006)	13,21
Bläuenstein (2007)	Model / experimenteel	Uit Harner and Shoeib (2002), berekend uit extrapolatie andere congenere	14,4
Yue and Li (2013)	Model	Berekeningen van Xu et al. (2007) aangepast om te voldoen aan fundamentele thermodynamische vergelijkingen	16,1 (berekend van 15,73)
Wania and Dugani (2003)	Model		15,27
Wang et al. (2008) QSPR	Model		15,26
Episuite v4.11	Model		18,42
Zhang et al. (2010)	Model	Epi Suite SPARC ABSOLV	18,42 16,57 17,70
Xu et al. (2007)	Model	QSAR	15,73

2.4.8 Permeatie doorheen waterleiding (Dpe, Dpvc)

Het is vooral van belang de permeatiecoëfficiënt door polyethyleen (PE) te kennen. De diffusiecoëfficiënt door PVC kan gelijkgesteld worden aan de waarde voor PE/1000 indien waarden ontbreken. Voor de meeste stoffen kan men zich baseren op de gegevens opgenomen in de onderbouwing van de interventiewaarden in Nederland (www.rivm.nl). Voor andere stoffen kunnen waarden opgezocht worden in de literatuur. Er zijn ook schattingsmethoden beschikbaar.

Het permeatieproces verloopt in twee of drie fasen, namelijk:

1. aan het grensvlak van het polymeer zal de stof in het polymeer dringen als gevolg van partitie-evenwichten;
2. de ingetreden stof diffundeert vervolgens onder invloed van een concentratiegradiënt door het polymeer;
3. op die plaatsen waar het polymeer niet is blootgesteld aan de permeërende stof treedt de permeant het polymeer weer uit.

Het permeatieproces wordt derhalve door twee onafhankelijke fysische processen bepaald: enerzijds door het partitie-evenwicht aan de oppervlakte van het polymeer en anderzijds door de diffusie binnen het polymeer als gevolg van een concentratiegradiënt (Vonk, 1985).

Verder stellen deze auteurs dat de permeabiliteitscoëfficiënt (P) kan berekend worden als het product is van de partitiecoëfficiënt K en de diffusiecoëfficiënt D ($P = K \times D$). De partitiecoëfficiënt voor BDE-209 is niet gegeven, wel stellen de auteurs dat bijvoorbeeld voor gechloreerde aromaten de waarde voor K toeneemt met het aantal chlooratomen (bijvoorbeeld 250 voor chloorbenzeen en 27000 voor pentachloorbenzeen).

In de literatuur werden geen waarden gevonden voor de permeatiecoëfficiënt door PE, wel voor de diffusie- en partitiecoëfficiënt.

Narváez Valderrama et al. (2016) hebben diffusiecoëfficiënten gemeten voor BDE-209 door LDPE (low density polyethyleen) bij 20°C, het logaritme hiervan bedraagt $< -16,4$ m²/s voor LDPE gespiked met een BDE-209 methanol-water mengsel. Omgerekend geeft dit een diffusiecoëfficiënt van $< 3,4 \cdot 10^{-12}$ m²/d, wat bijzonder laag is in vergelijking met deze van andere stoffen (Booij et al., 2017). Perron et al. (2013) hebben logwaarden van de partitiecoëfficiënt voor LDPE gemeten met behulp van passieve samplers en dit resulteerde in een logK van $5,1 \pm 1,04$. Wanneer we veronderstellen dat $\log K = 5,1$ ($= 5,1 + 1,04$), kunnen we zo een permeatiecoëfficiënt Dpe van $4,4 \cdot 10^{-7}$ m²/d berekenen.

Voor Dpvc resulteert dit in $4,4 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{d}$. Bao *et al.* (2011) heeft eveneens de partitiecoëfficiënt bepaald voor water - LDPE en deze bedraagt $5,61 \pm 0,22$. Wanneer we berekenen op basis van 5,61 resulteert dit in een Dpe van $1,4 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{d}$ en Dpvc van $1,4 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{d}$. **Voor de normering gaan we gebruik maken van deze conservatieve waarden, namelijk een Dpe gelijk aan $1,4 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{d}$ en Dpvc aan $1,4 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{d}$.**

2.4.9 Diffusiecoëfficiënt in lucht (Da) en water (Dw)

De diffusiecoëfficiënt in lucht en water kan opgezocht worden. Er is ook een calculator beschikbaar op de website van US-EPA, die gedetailleerde formules gebruikt (<http://www.epa.gov/AthensR/learn2model/part-two/onsite/estdiffusion-ext.html>). Voor het opstellen van toetsingswaarden kan men de diffusiecoëfficiënten ook laten berekenen in S-Risk, waarbij een meer eenvoudige formule gebruikt wordt. De diffusiecoëfficiënt in lucht is vooral van belang voor vluchtige stoffen. De diffusiecoëfficiënt in water is minder belangrijk. Bläuenstein (2007) heeft Da en Dw berekend wat resulteert in respectievelijk $3,46 \cdot 10^{-1} \text{ (Da)}$ en $2,95 \cdot 10^{-5} \text{ (Dw) m}^2/\text{d}$.

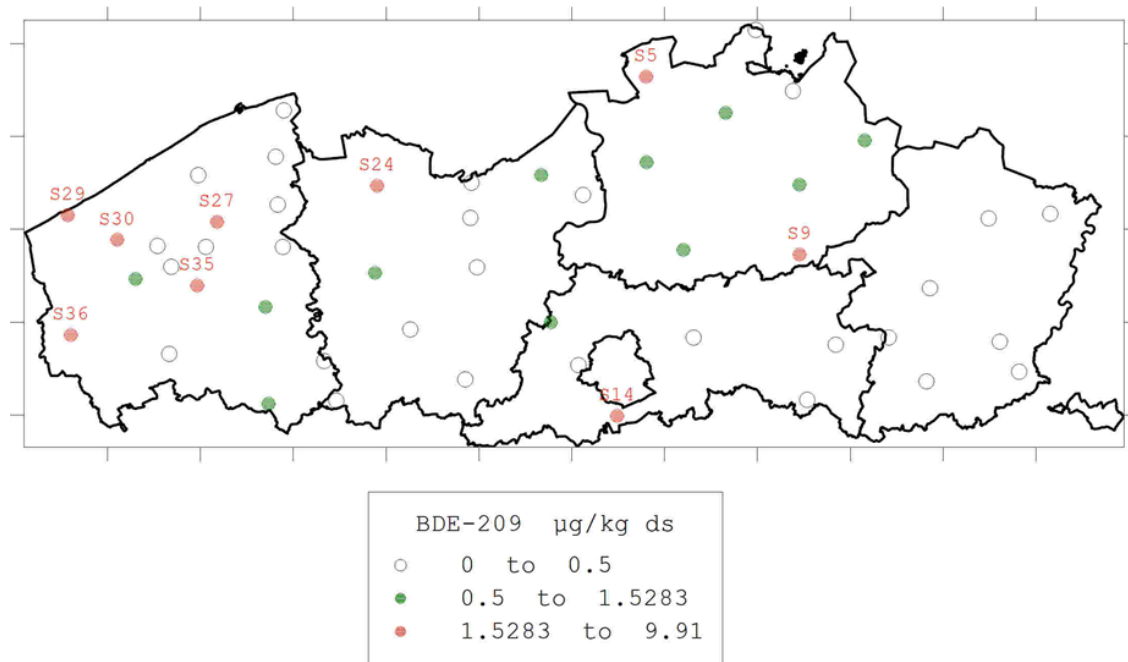
Sun *et al.* (2019) vermeldt een berekende Dw van $4,33 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$ voor BDE-209, wat goed overeenkomt met de waarde in Bläuenstein (2007).

Zowel Da als Dw zullen in S-Risk berekend worden. S-Risk berekent $2,43 \cdot 10^{-1} \text{ m}^2/\text{d}$ voor Da en $2,43 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$ voor Dw.

3 VOORKOMEN IN HET MILIEU EN BLOOTSTELLING VAN DE MENS

3.1 Bodem

In opdracht van OVAM werden 50 onverdachte stalen uit de toplaag (0-20 cm) van Vlaamse bodems geanalyseerd op o.a. BDE-209 (OVAM, 2020). Uit de analyses bleek dat in 20 stalen waarden boven de kwantificatielimiet ($0,5 \mu\text{g/kg ds}$) gevonden werden, in 9 stalen werd het geometrisch gemiddelde overschreden.



Figuur 1: Concentratie BDE-209 in 50 onverdachte bodemstalen over Vlaanderen (overgenomen van OVAM (2020)).

Aangezien BDE-209 een persistente stof is, kan worden verwacht dat de in de bodem aangetroffen gehalten in de loop van de tijd toenemen (ECB, 2002). BDE-209 kan in het milieu terechtkomen via huishoudelijk gebruik, zowel binnenshuis als buitenshuis door vrijkomen uit bijvoorbeeld textiel, bouwmaterialen, papier- en kartonproducten en elektronische apparatuur; na gebruik van zuiveringsslib als meststof en tijdens industrieel gebruik zoals de productie van voorwerpen en de formulering van materialen.

BDE-209 komt van nature niet in bodem voor en voor het berekenen van de normvoorstellen wordt de bodemconcentratie op nul gezet.

3.2 Lucht

In Cornelis *et al.* (2009) werden literatuurgegevens verzameld over gebromeerde vlamvertragers in de lucht; de literatuurgegevens werden opgezocht tot eind februari 2009. Voor het normeringsvoorstel voor BDE-209 werd gestart van deze literatuurstudie en bijkomend – bij voorkeur Europese - literatuur opgezocht tot maart 2022.

De focus in deze literatuurstudie ligt op publicaties die concentraties in deeltjes- en gasfase combineren, vermits BDE-209 in beide voorkomt. In de literatuur worden uiteenlopende gegevens gevonden over de verdeling van BDE-209 over beide fasen, van voornamelijk aanwezig in de deeltjesfase tot een gelijke verdeling over deeltjes- en gasfase, zie ook verder.

Er kunnen grote concentratieverschillen zijn afhankelijk van de meetlocaties, van kleiner dan 1 pg/m³ tot enkele honderden pg/m³. Er kan niet altijd een verklaring gegeven worden voor de hoge concentraties, maar in de meeste gevallen worden ze veroorzaakt door nabijgelegen industriële bronnen, ook kan een verschillende regelgeving in verschillende landen aan de bron liggen waarbij de wetgeving in sommige landen minder streng is dan in andere en waardoor er dus meer of minder emissies mogelijk zijn. Om deze reden werd ervoor gekozen om waar mogelijk de mediane waarde van de meetwaarden te gebruiken wanneer meerdere waarden beschikbaar waren. Door gebruik te maken van de mediane waarde wordt vermeden dat één enkele hoge waarde een set van meerdere lagere waarden sterk beïnvloedt. Deze werkwijze werd zowel voor binnen- als buitenlucht gevolgd. Voor de berekening van de concentratie in binnen- en buitenlucht zoals gebruikt voor de normering werd dezelfde strategie gevolgd, namelijk de mediane waarde van alle literatuurbedata werd berekend.

3.2.1 Buitenlucht

Cornelis et al. (2009) komen op basis van een uitgebreide literatuurstudie in het project BFRisk tot een buitenluchtconcentratie van 20,70, respectievelijk 115,0 pg/m³ BDE-209 voor de P50 en P95 waarde. De auteurs concluderen op basis van deze literatuurstudie dat een relevant deel van de PBDE's voorkomt op de deeltjesfractie. Hoewel geen maximale deeltjesdiameter gerapporteerd is voor de studies waarbij zowel deeltjes als gasfase bemonsterd zijn, werd voor de verwerking van de concentraties de voorkeur gegeven aan de studies waarin beide fasen bemonsterd zijn.

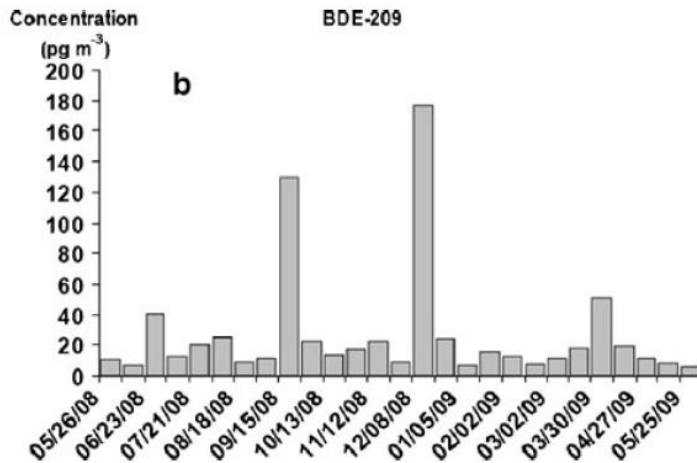
Gedurende 2 meetperiodes (februari-maart 2005 en juni-juli 2005) werden door **VITO** in opdracht van VMM luchtconcentratie metingen van broomdifenylethers (BDE-28, -47, -66, -99, -100, -153, -154, -183 en -209) op 5 verschillende meetplaatsen in Vlaanderen uitgevoerd (De Fre et al., 2006):

- Mol (VITO, Boeretang 200-2400 Mol) = achtergrond;
- Antwerpen (Borgerhout, Plantijn en Moretuslei, VMM-metpost) = stedelijk gebied;
- Hoboken (Curiestraat, VMM-metpost) non-ferro bedrijf Umicore;
- Menen (Wervikstraat, VMM-metpost) metaalshredder Galloo;
- Ronse (Spinterstraat) ifv textielbedrijf waar stoffen brandvrij gemaakt worden.

Omwille van problemen met de blanco's beschouwen de auteurs enkel de metingen in de deeltjesfase voor BDE-209 als voldoende betrouwbaar. Voor de deeltjesfase BDE-209 werden volgende concentraties in meetperiode 1 en 2 bepaald: Menen 34,2, <7,1 en 62,6 pg/m³; Ronse 25 en 6,69 pg/m³; Antwerpen Pl. Moretuslaan 5,8 en 14,52 pg/m³; Hoboken 35 en 18,67 pg/m³; Mol 2,71 en 4,26 pg/m³. De concentraties in de gasfase (niet betrouwbaar omwille van blanco problemen) bedroegen minder dan 2,6 pg/m³. Andere meetresultaten werden niet gevonden voor Vlaanderen.

Uhl and Gans (2007) (niet in Cornelis et al. 2009) hebben BDE-209 in de buitenlucht in een stedelijke omgeving van Wenen bepaald. De auteurs vermelden dat de weinig gebromeerde congenen voorname in de gasfase teruggevonden worden, en de meer gebromeerde congenen geneigd zijn om zich aan deeltjes te hechten. De analyses werden in 6 sets van 3 dagen uitgevoerd in zowel januari als juni. Voor BDE-209 bedroeg de gemiddelde concentratie in januari 18,16 pg/m³ en in juni 10,50 pg/m³ voor gas- en deeltjesfase samen, deze resultaten zijn van dezelfde grootteorde als de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase in Vlaanderen (De Fre et al., 2006).

Tlili et al. (2012) heeft 8 PBDE congenen waaronder BDE-209 geanalyseerd in droge en natte depositie en in de buitenlucht (gas- en deeltjesfase) in Parijs. De analyses gebeurden twee keer per maand gedurende 12 maanden (mei 2008-mei 2009). De gemeten hoeveelheid BDE-209 bedroeg 6-177 pg/m³, met een mediane waarde van 14 pg/m³. Figuur 2 toont duidelijk hoe de BDE-209 concentratie op eenzelfde locatie kan variëren gedurende een jaar.



Figuur 2: Temporele variatie van BDE-209 in de buitenlucht in Parijs (overgenomen van Tili et al. (2012)).

De berekende mediane waarde is vergelijkbaar met de resultaten voor BDE-209 concentraties in de deeltjesfase in Vlaanderen (De Fre *et al.*, 2006).

Egebäck *et al.* (2012) heeft op verschillende momenten BDE-209 op een achtergrondlocatie in Zweden bepaald. Op basis van de analyseresultaten concluderen de auteurs dat de gemeten concentraties toenemen wanneer de wind afkomstig is van het Europese continent, ze beschouwen dit als een bron voor BDE-209 gemeten op de achtergrondlocaties. De laagste concentraties werden gemeten wanneer nagenoeg geen wind aanwezig was. De gemiddelde en mediane BDE-209 waarden bedragen respectievelijk 0,50 en 0,30 pg/m³, wat lager is dan de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase voor Vlaanderen op achtergrondlocaties (De Fre *et al.*, 2006). De auteurs stellen dat de gemeten componenten grotendeels samengaan met deeltjes en om deze reden werden enkel de filters waarop atmosferische deeltjes geïncubeerde werden, geanalyseerd. Deze resultaten hebben dus enkel betrekking op BDE-209 in de deeltjesfase.

Remberger *et al.* (2014) heeft BDE-209 in de buitenlucht (gas- en deeltjesfase samen) in Zweden en Finland bepaald, enerzijds op twee achtergrondlocatie (Råö, EMEP (Europees monitoring- en evaluatieprogramma) station aan de Zweedse Westkust en Pallas, een afgelegen meetstation in Noord-Finland in het kader van AMAP (Arctic Monitoring Assessment Programme)) en in stedelijk gebied (Göteborg). De gemiddelde (en mediane) concentraties voor Råö, Pallas en Göteborg bedroegen respectievelijk 2,17 (0,93), 0,51 (0,51) en 4,42 (3,40) pg/m³. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase voor Vlaanderen op achtergrondlocaties (De Fre *et al.*, 2006).

Newton *et al.* (2015) heeft stalen van buitenlucht genomen in de periode april tot juni op 7 verschillende locaties in Stockholm, Zweden. BDE-209 werd enkel in de deeltjesfractie bepaald, testen wezen uit dat er geen vervluchtiging was van de filter die gebruikt werd voor staalname, er waren bovendien problemen met de blanco's voor staalname van de gasfase. De mediane concentratie bedroeg 0,18 pg/m³ (0,034-0,55 pg/m³), wat lager is dan de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase voor Vlaanderen op achtergrondlocaties (De Fre *et al.*, 2006).

Drage *et al.* (2016) heeft op 8 plaatsen in de omgeving van Birmingham (VK) gedurende 6 maanden maandelijks PBDEs in de buitenlucht bemonsterd (gas- en deeltjesfase). BDE-209 werd in (vaak hoge) meetbare concentraties aangetroffen in de het merendeel van de monsters (39 van de 48), wat wijst op het grootschalige gebruik ervan in het Verenigd Koninkrijk. Op elke locatie maakte BDE-209 61 tot 92% uit van de som van de PBDE (BDE's 17, 28, 47, 49/71, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183, 209).

Verrassend genoeg werden de hoogste PBDE-concentraties gevonden in Bromsgrove, een voorstedelijke locatie 20 km ten zuidwesten van het stadscentrum van Birmingham met een gemiddelde van 490 pg/m³ (92% BDE-209), meer dan het dubbele van de concentraties op de meer stedelijke locaties in Digbeth en Edgbaston (respectievelijk 180 en 210 pg/m³). Echter, de gemiddelde concentratie in Bromsgrove wordt vertekend door één monster (juni-juli, dat 1500 pg BDE-209 per m³ bevatte). Er zijn geen bekende bronnen van PBDE's in de buurt van de bemonsteringslocatie in Bromsgrove, zoals chemische bedrijven of industrieën die gebruik maken van thermische processen zoals staalproductie of afvalverbranding. De gemiddelde BDE-209 concentraties bedroegen tussen 92 en 370 pg/m³, de mediane concentraties tussen 47 en 210 pg/m³. Wanneer we deze data vergelijken met de analyseresultaten van VITO (De Fre *et al.*, 2006), kan de representativiteit van deze VK-data voor Vlaanderen in vraag gesteld worden omdat ze veel hoger liggen.

Teil *et al.* (2016) en **Moreau-Guigon *et al.* (2016)** hebben op 3 plaatsen in Frankrijk BDE-209 in de buitenlucht bepaald (stedelijk, voorstedelijk en bos) gedurende twee klimatologische perioden (warm/koud) en in 2 opeenvolgende jaren. Voor het eerste jaar bedroeg de jaargemiddelde ($\pm$ SD) concentratie $8,8 \pm 4,8$ pg/m³ en $7,0 \pm 3,0$ pg/m³ voor gas- en deeltjesfase samen in stedelijk en bosgebied (mediaan < LOQ, 9,6 en 5,5 pg/m³ voor de drie meetplaatsen). Het tweede jaar waren alle metingen lager dan de LOQ. Afhankelijk van het seizoen bedroeg het aandeel in de gasfase 70-75% voor stedelijk gebied en 66-90% voor bosgebied. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase voor Vlaanderen (De Fre *et al.*, 2006).

Haglund *et al.* (2016) heeft in opdracht van de Zweedse EPA gebromeerde vlamvertragers gemeten in menselijk serum en in lucht (deeltjes en gasfase) op achtergrondlocaties. Volgens de auteurs komt BDE-209 in de atmosfeer bijna uitsluitend voor in de deeltjesfase en het atmosferisch transport wordt bepaald door het transportgedrag van het deeltje waaraan BDE-209 gebonden is. De gemiddelde gemeten concentratie op achtergrondlocaties bedroeg $0,153 \pm 0,146$ pg/m³. Deze resultaten zijn lager dan de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase voor Vlaanderen (De Fre *et al.*, 2006).

Besis *et al.* (2017) heeft in juli 2012 PBDEs bepaald in de buitenlucht op 3 locaties (voorstedelijk, kust en landelijk kustgebied) gelegen aan de Egeïsche zee (Griekenland en Turkije). Hierbij werd onder andere het aandeel van PBDEs gebonden op deeltjes en in de gasfase aan de totale concentratie in lucht bepaald. De gemiddelde totale concentratie BDE-209 bedroeg respectievelijk 16,1; 0,949 en 183 pg/m³. De hoogste concentratie werd gemeten in het landelijk kustgebied welk echter op een afstand van 50 km van een industriezone gelegen is. Voor BDE-209 waren de gehalten in de gas- en partikelfase van dezelfde grootteorde, respectievelijk 7,87 en 8,22; 0,449 en 0,500 en 90 en 82 pg/m³. Wanneer we deze data vergelijken met de analyseresultaten van VITO voor de deeltjesfase (De Fre *et al.*, 2006), liggen deze in dezelfde orde van grootte, de gemeten concentratie op 0 km afstand van het kustgebied is echter hoger dan de gemeten concentraties in Vlaanderen.

Wong *et al.* (2018) heeft organofosfaatesters, gehalogeneerde vlamvertragers en polygebromeerde difenylethers in zowel de binnen- als de buitenlucht bepaald in het stedelijk gebied van Stockholm (2014-2015). De mediane concentraties van de verschillende stofgroepen waren 1-2 grootteordes hoger in de binnenlucht dan in de buitenlucht. De buitenlucht werd om de 14 dagen bemonsterd gedurende 48 uren, en dit van april 2014-mei 2015 (24 stalen). De mediane BDE-209 concentratie bedroeg 0,14 pg/m³ in de gas- en partikelfase samen, dit is lager dan de gemeten concentraties in Vlaanderen (De Fre *et al.*, 2006).

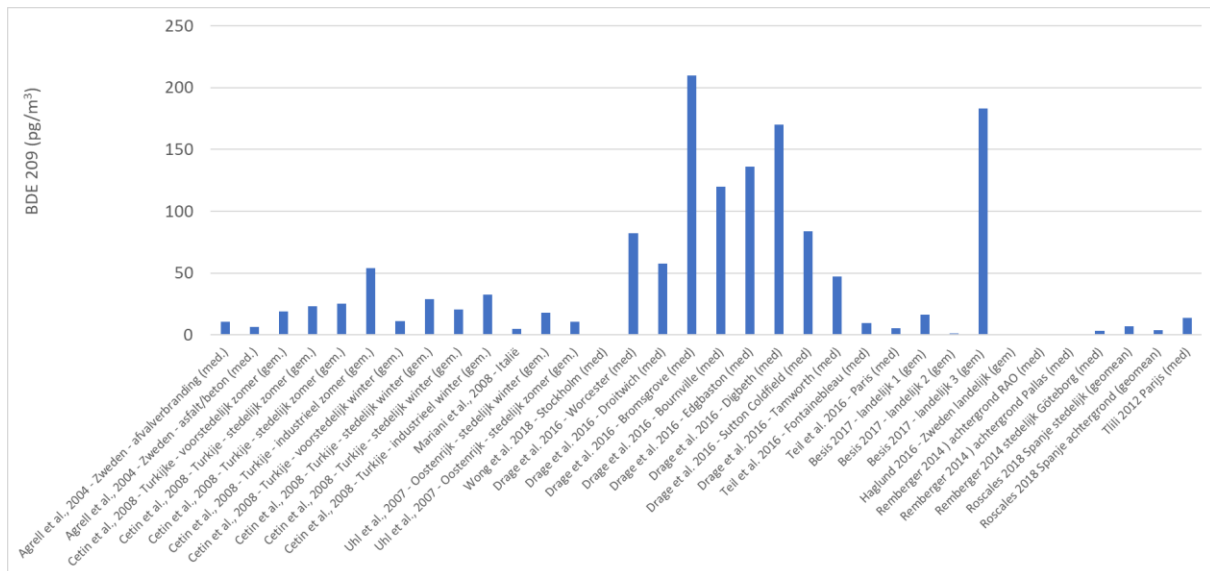
Roscales et al. (2018) heeft in de periode 2008-2015 één luchtmonster per seizoen op 12 verschillende plaatsen, verspreid over de het vasteland van Spanje, de Balearen en de Canarische archipel bemonsterd en geanalyseerd. De locaties omvatten zowel stedelijke locaties met een hoge bevolkingsdichtheid die al dan niet geïndustrialiseerd zijn, alsook afgelegen landelijke locaties.

De landelijke locaties kwamen overeen met stations van het Europees monitoring- en evaluatieprogramma (EMEP), die ver van bevolkte gebieden waren gelegen en geen directe invloed van industriële activiteiten ondervonden. Het geometrisch gemiddelde van de stedelijke gebieden bedroeg over de verschillende jaren heen 7,18 pg/m³ BDE-209 en op de achtergrondlocaties 3,96 pg/m³ BDE-209, deze resultaten zijn van dezelfde grootteorde als de gemeten BDE-209 concentraties in de deeltjesfase in Vlaanderen (De Fre et al., 2006).

Besluit buitenlucht

Bovenstaande literaturopzoeking toont dat concentraties BDE-209 in de buitenlucht sterk kunnen variëren, niet enkel door de locatie maar ook door het tijdstip waarop de buitenlucht bemonsterd werd. Vermits BDE-209 zowel in de deeltjes- als gasfase voorkomt en in de literatuur geen eenduidige verdeling tussen beide kan gevonden worden, wordt voor het selecteren van een buitenluchtconcentratie voor de normering van BDE-209 enkel gebruik gemaakt van concentratiedata die betrekking hebben op de som van deeltjes- en gasfase. Figuur 3 geeft een overzicht van de BDE-209 concentraties in de buitenlucht, gebaseerd op bovenstaande literatuurstudie en gegevens in Cornelis et al. (2009). De cluster van hoge concentraties zijn afkomstig van één studie in het VK (Drage et al., 2016) en van een locatie aan de Egeïsche zee op 50 km van een industrieterrein (Besis et al., 2017), alle andere concentraties zijn lager dan 54 pg/m³. De representativiteit van de VK-data voor Vlaanderen kan in vraag gesteld worden. Drage et al. (2020) vermeldt dat de hoge concentraties van BDE-209 in het VK in vergelijking met de rest van Europa voor binnenhuisstof waarschijnlijk het gevolg zijn van de verschillende normen voor ontvlambaarheid in zacht meubilair in het VK in vergelijking met het vasteland van Europa, wat heeft geleid tot een toegenomen gebruik van BDE-209 in stoffen. Het is dan ook niet ondenkbaar dat door een hoger gebruik ook de concentraties in buitenlucht in het VK hoger liggen dan in Europa. Om deze reden worden de meetwaarden van Drage et al. (2016) niet meegenomen in de berekening van een mediane waarde voor de normering. Ook de waarde van Besis et al. (2017) in de nabijheid van een industrieterrein wordt buiten beschouwing gelaten omdat het niet de bedoeling is om voor de normering concentraties uit hotspot gebieden mee te nemen. De zo berekende mediane concentratie BDE-209 in lucht (gas- en deeltjesfase samen) bedraagt 10,45 pg/m³. Deze waarde is ongeveer half zo groot als de mediane waarde die resulteerde uit de literatuurstudie van Cornelis et al. (2009), 20,7 pg/m³. Zo sluit ze qua grootteorde aan bij de meetgegevens die voor Vlaanderen (enkel de deeltjesfase) beschikbaar zijn, deze variëren van 2,71 pg/m³ op een achtergrondlocatie te Mol tot 62,6 pg/m³ te Menen in de nabijheid van een metaalshredder (hotspot).

Voor de normering wordt een concentratie aan BDE-209 in buitenlucht verondersteld van 10,45 pg/m³.



Figuur 3: BDE-209 concentraties (pg/m³) in de buitenlucht gebaseerd op data in Cornelis et al. (2009) en de literatuurstudie in dit rapport.

3.2.2 Binnenlucht

Voor lucht in woningen rapporteerden **Cornelis et al. (2009)** op basis van literatuurbedata een concentratie van 9,50 (P50) en 438,0 (P95) pg/m³ BDE-209. Cornelis et al. (2009) gebruiken de mediane en maximale concentraties van Wanner et al. (2008) als maat voor het geometrisch gemiddelde en de P95.

Fromme et al. (2009) hebben in 34 Duitse woningen zowel binnenlucht als huisstofmetingen uitgevoerd. De binnenlucht werd gedurende 24 uren bemonsterd en de gemeten concentraties varieerden van 0,87-438 pg/m³ (gemiddeld: 33,3 pg/m³, mediaan 9,5 pg/m³ en P95 229 pg/m³) voor de som van gas- en deeltjesfase. De auteurs vergelijken hun resultaten met deze van andere studies, namelijk een studie uitgevoerd in Boston (Allen et al., 2007) waarbij in 20 stadswoningen mediane concentraties van 94,8 en 94,2 pg/m³ in respectievelijk de slaapkamers en de woonkamers werden bepaald en een Zweeds onderzoek (Karlsson et al., 2007) waar in 4 woningen gemeten werd en BDE-209 in één woning aantoonbaar was bij een concentratie van 257 pg/m³ (de LOD was zeer hoog, namelijk 175 pg/m³).

Thuresson et al. (2012) heeft de binnenlucht (gas en partikelfase) bemonsterd in 10 huizen, 44 appartementen, 10 kinderdagverblijven, 10 kantoren, 17 nieuwe auto's en bij 2 autodealers in Stockholm, Zweden. De mediane BDE-209 binnenlucht concentraties bedroegen 290 pg/m³ (36-750 pg/m³) in de huizen, 24 pg/m³ (<0.7-640 pg/m³) in de appartementen, 2000 pg/m³ (7-3600 pg/m³) in kantoren en 1100 pg/m³ (62-2300 pg/m³) in de kinderdagverblijven.

Alliot et al. (2014) rapporteren gemiddelde concentraties van BDE-209 in het binnenmilieu in Parijs (dicht verstedelijkt gebied) in zowel de gas- als deeltjesfase gemeten in een appartement (43 pg/m³), kantoor (134 pg/m³) en dagopvang (13 pg/m³). De bemonstering duurde 14 dagen tijdens de herfst.

Cequier et al. (2014) heeft metingen uitgevoerd in 47 Noorse woningen en in klaslokalen van twee lagere scholen tijdens de winter en in de lente. De mediane concentratie (gas en deeltjes) in de woningen bedroeg 3,76 pg/m³ (max 4150 pg/m³) en in de klaslokalen 22,7 pg/m³ (max 101 pg/m³).

Newton et al. (2015) heeft stalen van binnenlucht genomen in Zweden (Stockholm) in de periode februari tot mei. 4 Appartementen, 5 kantoren, 2 winkels en 2 scholen werden bemonsterd.

BDE-209 werd zowel in de gasfase als in de deeltjesfractie bepaald. De mediane concentratie bedroeg 0,18 pg/m³ (0,034-0,55 pg/m³). De geometrisch gemiddelde concentratie in de binnenlucht bedroeg 32 pg/m³ voor appartementen, 34 pg/m³ in scholen, 33 pg/m³ in de winkels en 18 pg/m³ in de kantoren.

Moreau-Guigon et al. (2016) heeft op dezelfde locaties BDE-209 binnenluchtconcentraties gemeten (niet-rokersappartement, een kinderdagverblijf en een kantoor in Parijs (Frankrijk)) voor (september-november 2011) en tijdens het stookseizoen (januari – maart 2012). Elke bemonsteringscampagne omvatte drie opeenvolgende periodes van 2 weken. De gemeten mediane concentraties (gas+ deeltjes) bedroegen 66 pg/m³ (17-270 pg/m³) in het kantoor, 21 pg/m³ (< LOQ – 111 pg/m³) in het appartement en 65 pg/m³ (38-92 pg/m³) in het kinderdagverblijf.

Fromme et al. (2016) vermeldt dat PBDE-concentraties ongeveer 2 grootteordes hoger zijn in binnen- dan in buitenlucht. Op basis van een uitgebreide literatuurstudie vermelden de auteurs een concentratie van BDE-209 in binnenlucht van 10 pg/m³ in 34 Duitse woningen (Fromme et al., 2009) tot 209 pg/m³ in 44 Zweedse huizen (Thuresson et al., 2012).

Venier et al. (2016) hebben het binnenmilieu geanalyseerd in verschillende woningen in Bloomington (VS, 20 woningen), Toronto (Canada, 23 woningen) en Tsjechië (20 woningen) gedurende de periode mei-augustus 2013. De mediane BDE-209 concentraties in de binnenlucht bedroegen respectievelijk 9,4 (< LOD – 15 pg/m³; Tsjechië), 49 (< LOD – 217 pg/m³; Toronto) en 257 pg/m³ (< LOD – 5461 pg/m³; Bloomington).

Tao et al. (2016) heeft concentraties van 27 vlamvertragers gemeten in de binnenlucht en in huisstof van 15 woningen en 20 kantoren in het Verenigd Koninkrijk in de periode van februari – mei 2015. BDE-209 werd in alle huizen en kantoren gedetecteerd in de binnenlucht. De mediane concentratie in de woningen bedroeg 170 pg/m³ (23-3800 pg/m³) en in kantoren 26 pg/m³ (1,3-350 pg/m³).

Wong et al. (2018) heeft organofosfaatesters, gehalogeneerde vlamvertragers en polygebromeerde difenylethers in zowel de binnen- als de buitenlucht bepaald in Stockholm (2014-2015). De mediane concentraties van de verschillende stofgroepen waren 1-2 grootteordes hoger in de binnenlucht dan in de buitenlucht. 23 Binnenluchtstalen in kantoren werden genomen gedurende 48-72 uren en dit om de twee weken, de mediane BDE-209 concentratie bedroeg 1,6 pg/m³.

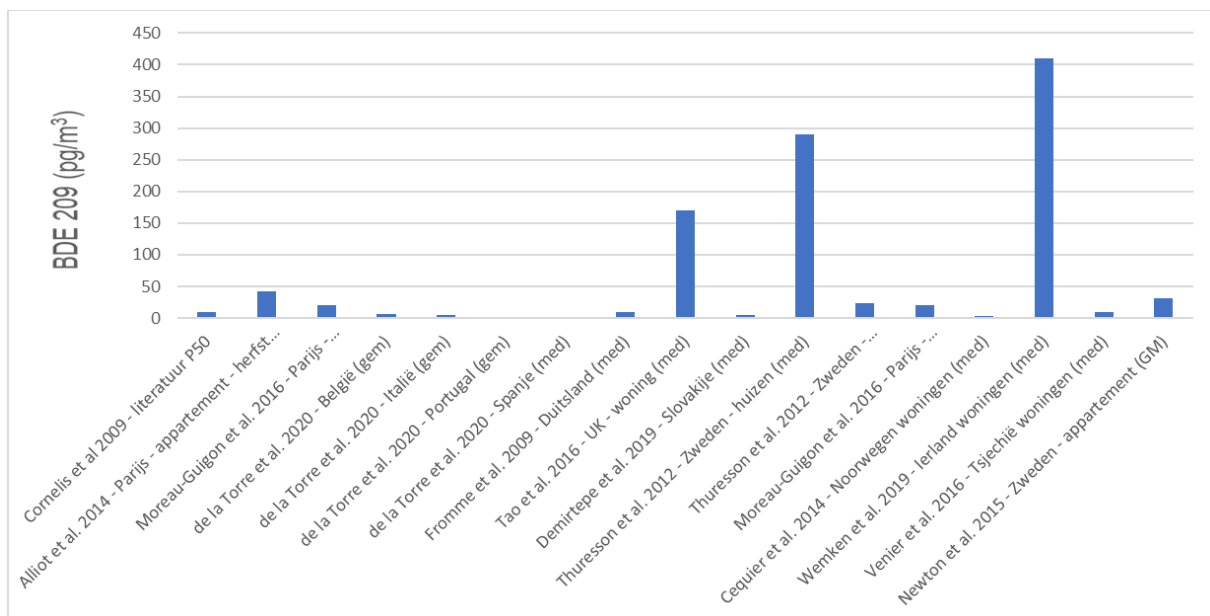
Demirtepe et al. (2019) hebben 60 woningen in Oost-Slovakije bemonsterd in de periode maart – april 2015, de woningen waren gelijkmatig verdeeld over stedelijke en plattelandsgebieden. De mediane BDE-concentratie in binnenlucht bedroeg 4,51 pg/m³ (< LOD – 418,7 pg/m³).

Wemken et al. (2019) heeft BDE-209 in binnenlucht bemonsterd in 32 woningen, 32 kantoren, 32 lagere scholen en 32 auto's in Ierland in de periode augustus 2016 – januari 2017. De mediane concentraties bedroegen 410 pg/m³ (< 7,5 – 5500 pg/m³) in de woningen, 240 pg/m³ (< 7,5 – 1600 pg/m³) in de kantoren en 410 pg/m³ (< 7,5 - 21000 pg/m³) in de scholen.

de la Torre et al. (2020) heeft binnenluchtconcentraties gerapporteerd voor België (< LOD²² – 28,4 pg/m³ - slechts 2 van de 10 waren hoger dan de LOQ), Italië (< LOD – 23,0 pg/m³ - in 2 van de 10 stalen gekwantificeerd), Portugal in 0 van de 10 stalen gekwantificeerd) en Spanje (mediaan 2,37 pg/m³ - < LOD – 123 pg/m³ - in 5 van de 10 stalen gekwantificeerd). De huizen werden gedurende 3 maanden bemonsterd in de periode 2010-2011.

Besluit binnenlucht

Bovenstaande literatuuroopzoeking toont dat concentraties BDE-209 in de binnenlucht sterk kunnen variëren. Vermits BDE-209 zowel in de deeltjes- als gasfase voorkomt en in de literatuur geen eenduidige verdeling tussen beide kan gevonden worden, wordt voor het selecteren van een binnenluchtconcentratie voor de normering van BDE-209 enkel gebruik gemaakt van concentratiedata die betrekking hebben op de som van deeltjes- en gasfase. Bovendien worden enkel data die betrekking hebben op woningen (huizen, appartementen) meegenomen in de selectie. Data die betrekking hebben op kantoren, winkels, kinderopvang, ... worden buiten beschouwing gelaten.



Figuur 4: BDE-209 concentraties (pg/m³) in de binnenlucht gebaseerd op data in Cornelis et al. (2009) en de literatuurstudie in dit rapport.

Figuur 4 geeft een overzicht van de BDE-209 concentraties in de binnenlucht, gebaseerd op bovenstaande literatuurstudie en gegevens in Cornelis *et al.* (2009). Verschillende auteurs hebben BDE-209 in de binnenlucht bepaald voor huizen en appartementen in Europa. De mediane concentraties variëren van niet gedetecteerd (<LOD) tot maximaal 410 pg/m³. Wanneer - in analogie met de selectie van de buitenluchtconcentratie - op basis van de data voor woningen²³ de mediane waarde berekend wordt resulteert dit in een binnenluchtconcentratie van 9,50 pg/m³ wat identiek is aan de waarde berekend door Cornelis *et al.* (2009) op basis van literatuurdatab. De berekende P95 waarde bedraagt 314 pg/m³.

De waarde van 9,50 pg/m³ is iets lager dan de mediane waarde berekend voor de buitenluchtconcentratie (10,45 pg/m³), dit is in tegenspraak met wat door een aantal auteurs (Fromme *et al.*, 2016; Wong *et al.*, 2018) gemeld werd, dat namelijk de concentraties in de binnenlucht hoger zijn dan deze in de buitenlucht.

²² 0,78 pg/m³

²³ Indien beschikbaar gebaseerd op de mediane waarden, indien geen mediane waarden beschikbaar waren werden gemiddelde waarden gebruikt.

Om deze reden en omdat beide concentraties weinig verschillen wanneer rekening gehouden wordt met het gerapporteerde bereik van de gemeten concentraties, worden buitenlucht en binnenluchtconcentraties gelijkgesteld.

Voor de normering wordt een concentratie aan BDE-209 in binnenlucht gelijk aan deze in de buitenlucht verondersteld: 10,45 pg/m³.

3.3 Drinkwater

Cornelis *et al.* (2009) heeft voor de innameschatting in het project BF-RISK geen concentraties in water meegenomen, de auteurs stellen dat “Voor brandvertragers wordt drinkwater niet meegenomen. Er zijn geen metingen beschikbaar en er wordt niet verwacht dat meetbare concentraties terug te vinden zijn.”.

Ook EFSA (2011) neemt geen water mee in haar innameschatting, er waren geen analyseresultaten beschikbaar hiervoor wat bevestigt dat er waarschijnlijk geen meetbare concentraties terug te vinden zijn.

Voor de berekening van de voorstellen voor bodemnorm wordt de drinkwaterconcentratie gelijkgesteld aan nul.

3.4 Concentraties in levensmiddelen en inname via voeding

Hieronder volgt een overzicht van recente literatuur met focus op België wat betreft de inname en de concentraties van BDE-209 in levensmiddelen. Op basis hiervan wordt een keuze gemaakt van de te gebruiken data voor de berekening van de voorgestelde bodemnormen.

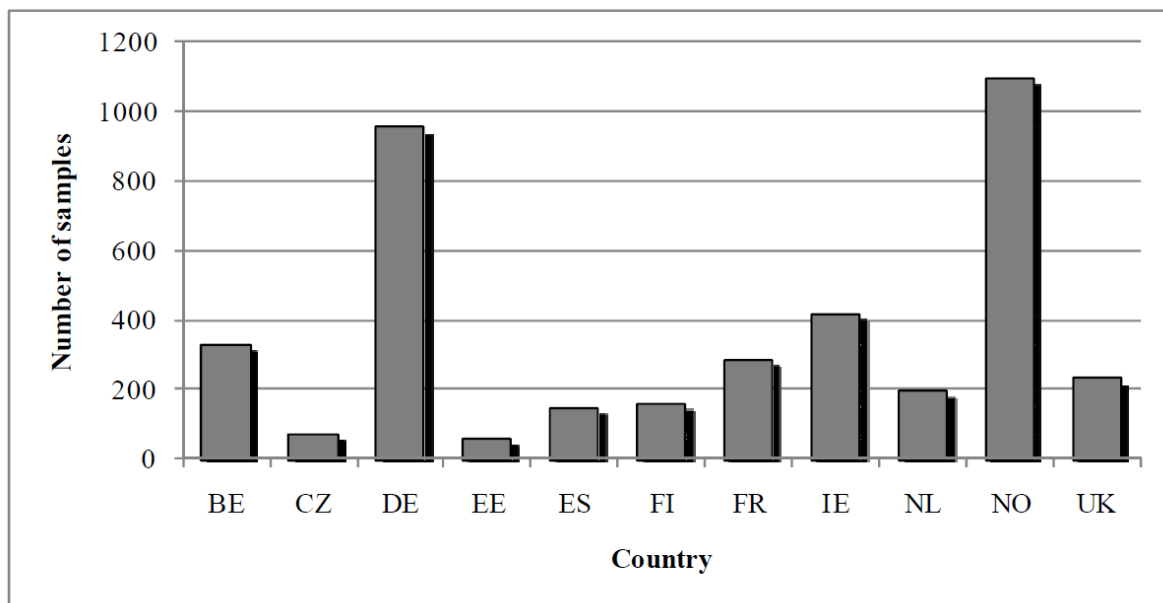
In eerste instantie worden de resultaten van het project FLAREFOOD besproken, waarin levensmiddelen op de Belgische markt geanalyseerd werden, maar waarin geen innameschatting voor BDE-209 gebeurd is voor de Belgische bevolking. Daarna wordt dieper ingegaan op de resultaten zoals beschreven in EFSA (2011) en Cornelis *et al.* (2009) waarin zowel concentraties als innameschattingen voor de Belgische bevolking besproken worden op basis van analyses, literatuur of berekeningen. Tot slot worden de studies van Voorspoels *et al.* (2007) waarin een innameschatting voor gebromeerde vlamvertragers in België uitgevoerd werd en Zeilmaker *et al.* (2014) die BDE-209 in levensmiddelen op de Nederlandse markt geanalyseerd heeft en hiermee een innameschatting voor Nederland berekend heeft, besproken.

In het project **FLAREFOOD** (Malysheva *et al.*, 2017) (Poma *et al.*, 2018) werd de aanwezigheid van gehalogeneerde vlamvertragers, o.a. BDE-209, gemonitord in voeding op de Belgische markt. Doel van dit project was om het gebrek aan informatie over de aanwezigheid van onder andere gebromeerde vlamvertragers in levensmiddelen op te vangen en zo preciezere inschattingen van de blootstelling door EFSA op Europees niveau toe te laten. Gebaseerd op het voorkomen van gehalogeneerde vlamvertragers in voedsel werden negen voedselgroepen (incl. vis/zeevruchten, oliën/vetten, melk en melkproducten, babyvoeding, vlees, eieren, graan, aardappelen/groenten en andere levensmiddelen) geselecteerd voor analyses. Omwille van technische contaminatie in het labo, werd BDE-209 aangetroffen in de technische blanco's, waardoor de LOQ tienmaal hoger lag dan de toegestane LOQ (100 in plaats van 10 pg/g vers gewicht). Volgens de auteurs waren bovendien kaas-, vlees- en aardappelproducten voornamelijk gecontamineerd met BDE-209 (95-100 % van de stalen), waarschijnlijk is deze contaminatie opgetreden tijdens de verwerking van de matrices in de voedingsindustrie (voor aankoop) en tijdens de verwerking van de stalen in het labo (na aankoop). BDE-49 en BDE-209 waren de enige congenere die gedetecteerd werden in babyvoeding, eieren, en graanproducten. Omwille van het mogelijk vertrouwelijk karakter van de data worden in dit rapport geen individuele analyseresultaten getoond.

Voor BDE-209 waren alle gemeten melkstalen lager dan de LOQ (100 ng/kg), in kazen werd in een aantal stalen wel BDE-209 teruggevonden, tot zelfs meer dan 16.800 ng/kg, in vis bedroeg de maximaal gemeten concentratie meer dan 2300 ng/kg, in eieren was deze meer dan 550 ng/kg, in vlees en vleesproducten meer dan 9000 ng/kg en in graanproducten meer dan 1600 ng/kg. In aardappelproducten werd in alle 4 gemeten stalen BDE-209 teruggevonden, met een maximale concentratie hoger dan 1000 ng/kg.

Uit persoonlijke communicatie met de VITO auteurs blijkt dat er volgens hen geen innameschatting voor België gebeurd is met de analyseresultaten resulterend uit dit project.

EFSA (2011) heeft in een wetenschappelijk advies over PBDE in voeding de inname van BDE- 28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 en -209 begroot. Op advies van het CONTAM-panel (Panel on Contaminants in the Food Chain) werd in 2006 een monitoringsprogramma opgestart waarin gegevens voor 19 PBDE congenen²⁴ in 3971 levensmiddelen en in 11 Europese landen verzameld werden voor de periode 2001 tot 2009. Slechts een beperkt deel van deze stalen was afkomstig uit België, zie ook Figuur 5. Voor BDE-209 waren 1300 analyseresultaten beschikbaar.



Figuur 5: Verdeling van de stalen over 11 Europese landen (BE: België, CZ: Tsjechische Republiek, DE: Duitsland, EE: Estland, ES: Spanje, FI: Finland, FR: Frankrijk, IE: Ierland, NL: Nederland, NO: Noorwegen, UK: Verenigd Koninkrijk). Overgenomen van EFSA (2011).

De belangrijkste levensmiddelcategorieën waarvoor data ontvangen werden, waren "Vis en andere schaal- en schelpdieren (met inbegrip van amfibieën, reptielen, slakken en insecten)", gevolgd door "Vlees en vleesproducten (inclusief eetbare slachtafvallen)" en "Dierlijke en plantaardige vetten en oliën", "Melk en zuivelproducten" en "Eieren en ei producten". Minder dan 80 analyseresultaten werden verzameld voor de overige levensmiddelcategorieën. Een hoog percentage van de data lag onder de detectielimiet en EFSA heeft de analyseresultaten enkel in aanmerking genomen voor de blootstellingsinschatting wanneer de levensmiddelgroep meer dan 50 stalen bevatte (of er meer dan 25 stalen boven de detectielimiet waren) en wanneer het aantal stalen "niet gedetecteerd" minder dan 80% bedroeg. De hoogste detectielimieten werden gerapporteerd voor BDE-209 (mediaan 0,5850 µg/kg vers gewicht), hieruit blijkt volgens EFSA hoe moeilijk de bepaling van BDE-209 is als gevolg van de complexe fysische en chemische eigenschappen van deze congener.

²⁴ Waarvan 8 congenen door het CONTAM panel beschouwd werden als van primair belang

Uit een totaal van 1300 stalen voor BDE-209 konden slechts in 465 stalen significante gehalten worden bepaald. In 217 van de geanalyseerde stalen werd niets gedetecteerd, en in 618 stalen was het niet mogelijk om BDE-209 te kwantificeren (< LOQ).

Van alle congenen werd BDE-209 in de hoogste concentraties aangetroffen in nagenoeg alle levensmiddelcategorieën, met uitzondering van vis en zeevruchten en voeding voor zuigelingen, peuters en kinderen waar BDE-47 de congeneer met de hoogste gehalten was.

De concentraties in deze verschillende levensmiddelgroepen worden getoond in Tabel 8. Uit de gegevens die EFSA van de verschillende Europese lidstaten ontvangen heeft blijkt dat voor de meeste levensmiddelcategorieën het aandeel < LOD of LOQ meer dan 40% bedraagt.

Tabel 8: LB en UB²⁵ concentratie (µg/kg vers gewicht) voor BDE-209 in de acht levensmiddelcategorieën gebruikt voor de blootstellingsbepaling door EFSA (tabel 11 en 15 in EFSA (2011)). Per levensmiddelcategorie wordt het totaal aantal stalen en het percentage stalen lager dan de LOQ of LOD vermeld.

Levensmiddelcategorie	Aantal stalen	% < LOD of LOQ	BDE-209 (LB) (µg/kg vers gewicht)	BDE-209 (UB) (µg/kg vers gewicht)
Eieren en eiprodukten	122	33	0,329	0,386
Melk en zuivelproducten	163	76	0,021	0,111
Vlees en vleesproducten	228	41	0,035	0,092
Dierlijke en plantaardige vetten en oliën	166	87	0,175	1,318
Vis en andere schaal- en schelpdieren	487	71	0,044	0,401
Producten voor bijzondere nutritioneel gebruik	26	73	2,222	2,735
Voeding voor zuigelingen en kleine kinderen	36	44	0,115	0,127
Groenten en plantaardige producten	*	*	0,125	0,153

*: in totaal werden (voor alle congenen samen) slechts 52 stalen geanalyseerd met slechts een beperkt aantal stalen boven de LOQ of LOD, om deze reden worden deze gegevens niet vermeld door EFSA

De hoogste blootstelling via de voeding werd gerapporteerd voor de congenen BDE-47 en -209. De geschatte gemiddelde chronische blootstelling via de voeding voor gemiddelde consumenten uit de voedingsonderzoeken in Europese landen varieert van 0,29 (minimum LB²⁵) tot 1,91 ng/kg lichaamsgewicht per dag (maximum UB²⁵) voor BDE-47, en van 0,35 (minimum LB) tot 2,82 (maximum UB) ng/kg lichaamsgewicht (lg) per dag voor BDE-209. EFSA heeft de blootstellingsbepaling omwille van de hierboven beschreven criteria²⁶ beperkt tot 8 levensmiddelcategorieën:

- Vis en andere schaal- en schelpdieren;
- Vlees en vleesproducten;
- Dierlijke en plantaardige vetten en oliën;
- Melk en zuivelproducten;
- Eieren en eiprodukten;
- Producten voor bijzondere nutritioneel gebruik;
- Voeding voor zuigelingen en kleine kinderen;
- Groenten en plantaardige producten.

Voor België bedraagt de gemiddelde dagelijkse blootstelling voor volwassenen aan BDE-209 via voeding 0,67 (LB) – 1,68 (UB) ng/kg lg per dag.

²⁵ LB= lower bound, gegevens onder LOD of LOQ worden gelijkgesteld aan 0 – UB = upper bound, gegevens onder LOQ of LOD worden gelijkgesteld aan LOQ of LOD

²⁶ EFSA heeft de analyseresultaten enkel in aanmerking genomen voor de blootstellingsinschatting wanneer de levensmiddelgroep meer dan 50 stalen bevatte (of er meer dan 25 stalen boven de detectielimiet waren) en wanneer het aantal stalen "niet gedetecteerd" minder dan 80% bedroeg.

De P95 blootstelling voor Belgische volwassenen bedraagt 1,34 (LB) – 3,37 (UB) ng/kg lg per dag. Tabel 9 toont de door EFSA berekende gemiddelde blootstelling aan BDE-209 via voeding voor de verschillende leeftijdscategorieën, gebruik makend van lower bound (LB) of upper bound (UB) concentratiedata.

Tabel 9: LB en UB gemiddelde inname (ng/kg lg per dag) voor BDE-209 in verschillende leeftijdscategorieën berekend voor België door EFSA (tabellen 17, D1-D4 in EFSA (2011)). EFSA maakt hiervoor gebruik van innamedata uit de Belgische voedselconsumptiepeiling (2004) in combinatie met Europese concentratiedata in de levensmiddelen.

Leeftijd (jaar)	BDE-209 (LB) (ng/kg lg per dag)	BDE-209 (UB) (ng/kg lg per dag)
1-3	1,65	5,72
3-6	1,27	4,53
6-10	1,14	4,11
10-18	0,9	2,10
> 18	0,67	1,68

EFSA (2011) vermeldt in haar wetenschappelijke opinie 4 andere Europese studies waarin de blootstelling via voeding aan BDE-209 begroot werd. De inname lag voor deze studies tussen 0,26 en 4,5 ng/kg lichaamsgewicht per dag, wat goed overeenkomt met de schatting in het EFSA advies voor gemiddelde Europese volwassen consumenten, namelijk tussen 0,35 (LB) en 2,82 (UB) ng/kg lichaamsgewicht.

Tabel 10: Europese literatuurdata waarin de inname (ng/kg lg per dag) van BDE-209 via voeding begroot werd, overgenomen van EFSA (2011)).

	ANSES (2010*)	Trudel et al. (2011)	Zeilmaker et al. (2008)	Knutsen et al. (2008)
Jaar	2006-2010	-	2004	2002-2006
Land	Frankrijk	Ierland	Nederland	Noorwegen
BDE-209 (ng/kg lg per dag)	0,350	0,29	0,26	1,39

* data door Anses aan EFSA bezorgd

Cornelis et al. (2009) begroten de inname van BDE-209 via voeding voor de Vlaamse (Belgische) bevolking op gemiddeld 3,417 ng/kg lg per dag voor jonge kinderen en 1,520 ng/kg lg per dag voor volwassenen ouder dan 15 jaar, zie Tabel 11. Deze berekeningen werden door Cornelis et al. (2009) uitgevoerd bij gemiddelde concentraties voor voeding.

Tabel 11: Inname van BDE-209 via voeding door de Vlaamse (Belgische) bevolking (ng/kg lg.dag), overgenomen van Cornelis et al. (2009).

Leeftijd (jaar)	BDE 209 ng/kg lg per dag		BDE 209 ng/kg lg per dag
Gemiddelde inname		Statistiek Inname volwassenen	
3 - < 6	3,417	gemiddeld	1,520
6 - < 10	2,754	P5	0,768
10 - < 15	2,100	P50	1,439
15 - < 21	1,705	P95	2,548
21 - < 31	1,585		
31 - < 41	1,499		
41 - < 51	1,442		
51 - < 61	1,377		
61 - < 71	1,451		
> 71	1,444		

De auteurs zijn voor deze innameschatting vertrokken van de data uit BF-Risk (zie Tabel 12 voor de resultaten), binnen deze studie kon slechts een beperkt aantal stalen bemonsterd en geanalyseerd worden. Per voedselsoort en per teeltwijze werden 3 stalen bemonsterd D'Hollander et al. (2009).

Tabel 12: Concentraties BDE-209 in Belgische levensmiddelen van klassieke en biologische teelt ($\mu\text{g/kg}$), overgenomen van D'Hollander et al. (2009), tabel 30

Levensmiddel	BDE-209 $\mu\text{g/kg}$ range (mediaan)	
	Klassieke teelt	Biologische teelt
Groenten op vers gewicht		
Ui	<0,041 (<0,041)	<0,041 (<0,041)
Wortel	<0,041-0,121 (<0,041)	<0,041 – 0,151 (<0,041)
Prei	<0,041 (<0,041)	<0,041 – 0,200 (<0,041)
Sla	<0,041 – 0,056 (0,041)	<0,041 (<0,041)
Tomaat	<0,041 (<0,041)	<0,041 (<0,041)
Aardappel	<0,041 – 0,041 (<0,041)	<0,041 (<0,041)
Witloof	0,044 – 0,139 (0,062)	<0,041 (<0,041)
Appel	<0,041 – 0,091 (0,053)	<0,041 (<0,041)
Tarwe	< 2,4	< 2,4
Eieren – op vetbasis		
Ei (vet: klassiek 13%, biologisch 18%)	<0,041 – 0,195 (0,102)	<0,041 (<0,041)
Vlees – op vetbasis		
Kip (vet: klassiek 1%, biologisch 12%)	<0,041 (<0,041)	<0,009 (<0,009)
Rund (vet: klassiek 1%, biologisch 2%)	<0,041 (<0,041)	<0,009 (<0,009)
Varken (vet: klassiek 6%, biologisch 3%)	<0,041 (<0,041)	<0,009-0,120 (<0,041)
Melk – op vetbasis		
Koemelk (vet: klassiek 16%, biologisch 16%)	<3,2 – 3,3 (<3,2)	<3,2 (<3,2)

Voor de berekening van de inname via voeding en drinkwater wordt gebruik gemaakt van de resultaten van de Belgische Voedselconsumptiepeiling van 2004 (Devriese *et al.*, 2006), wat op dat ogenblik de meest recente studie voor inname van levensmiddelen in de Belgische bevolking met een leeftijd ouder dan 15 jaar was. Voor de berekening van de inname door kinderen werd gebruik gemaakt van het XtraFood-model (Seuntjens *et al.*, 2006) waarin gebruik wordt gemaakt van de resultaten van de door de Universiteit van Gent uitgevoerde consumptiestudies bij kleuters en tieners. Voor de tussenliggende leeftijdsklassen werd door Cornelis *et al.* (2009) een interpolatie uitgevoerd op basis van evoluties waargenomen in buitenlandse studies (o.m. Nederland). De jongste leeftijd in het model was 3 jaar. De blootstelling werd berekend op basis van de gemiddelde concentraties voor voeding. Vermits de dataset met analyseresultaten (Tabel 12) uit het project beperkt was, en vermits levensmiddelen op de Belgische (Vlaamse) markt niet alleen afkomstig zijn uit België hebben Cornelis *et al.* (2009) bij het berekenen van de blootstelling gegevens uit buitenlandse studies meegenomen. De auteurs hebben hiervoor een selectie van publicaties uitgevoerd in functie van herkomst. Zo werden gegevens uit de Verenigde Staten niet opgenomen, tenzij het gaat om levensmiddelen met een herkomst vergelijkbaar aan die in Europa (vb: Atlantische zalm). Gegevens over levensmiddelen, die in Vlaanderen niet geconsumeerd worden, zijn evenmin opgenomen (vb: katvis). Ook de invloed van bereiding op de inname via voeding werd niet meegenomen. Bereiding blijkt in de meeste gevallen tot een daling van de inname te leiden. Voor groenten en fruit zijn de gebruikte gegevens bijvoorbeeld een combinatie van de gemeten gegevens (Tabel 12) en data uit de literatuur voor Spanje (Domingo *et al.*, 2008), voor zuivelproducten en eieren werd enkel gebruik gemaakt van de data in BF-Risk,... De voor de innameberekeningen gebruikte concentraties per voedingsgroep zijn opgenomen in Tabel 13.

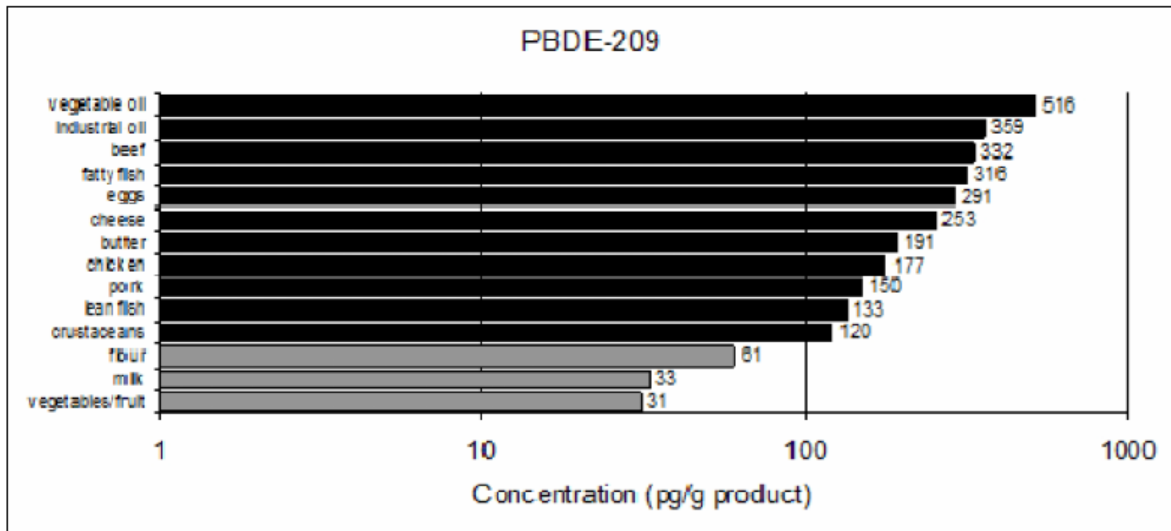
Tabel 13: Gemiddelde concentraties van BDE-209 ($\mu\text{g/kg}$ vg) zoals gebruikt in de innameschatting in Cornelis *et al.* (2009)

Voedingsgroep	BDE 209 ($\mu\text{g/kg}$ vg)	Voedingsgroep	BDE 209 ($\mu\text{g/kg}$ vg)
Aardappelen en groenten	0,038	Vlees eend	0,278
fruit	0,018	Vlees fazant	0,093
bier	0,000	Vlees hert	0,093
Boter	0,712	Vlees kalf halfvet	0,556
Boter halfvol	0,347	Vlees kalf mager	0,278
Boter vol	0,712	Vlees kalf vet	0,742
Ei	0,005	Vlees kalf zeer mager	0,093
leidingwater en flessenwater	0,000	Vlees kalkoen	0,093
granen	0,000	Vlees kip	0,093
Kaas halfvet	0,078	Vlees kip halfvet	0,556
Kaas mager	0,013	Vlees kip mager	0,278
Kaas vet	0,174	Vlees kip vet	0,742
Kaas zeer vet	0,217	Vlees kip zeer mager	0,093
Koffiemelk halfvol	0,037	Vlees konijn	0,278
Koffiemelk vol	0,065	Vlees kwartel	0,093
Lever en orgaanvlees	0,093	Vlees halfvet	0,556
Melk mager	0,014	Vlees mager	0,278
Melk halfvol	0,022	Vlees vet	0,742
Melk vol	0,030	Vlees zeer mager	0,093
Noten, zaden	0,110	Vlees paard	0,093
Rijst	0,000	Vlees parelhoen	0,093
Room halfvol	0,174	Vlees rund	0,556
Room vol	0,347	Vlees varken	0,556
Schaaldieren, weekdieren halfvet	0,184	Zeevis halfvet	0,221
Schaaldieren, weekdieren mager	0,081	Zeevis mager	0,142
Vet dierlijk ander	3,710	Zeevis vet	0,337
Vet plantaardig	0,125	Zoetwatervis halfvet	0,000
Visproducten	0,181	Zoetwatervis vet	0,000

Voorspoels *et al.* (2007) heeft de inname van de Belgische bevolking aan PBDE ingeschat met behulp van een market basket studie waarbij een voor de Belgische bevolking representatieve market basket, met daarin diverse vlees-, vis- en zuivelproducten, werd samengesteld en geanalyseerd op het gehalte aan verschillende PBDE's. BDE 209 is in geen enkel levensmiddel boven de LOQ aangetroffen en daarom werd deze congeener niet gerapporteerd of besproken.

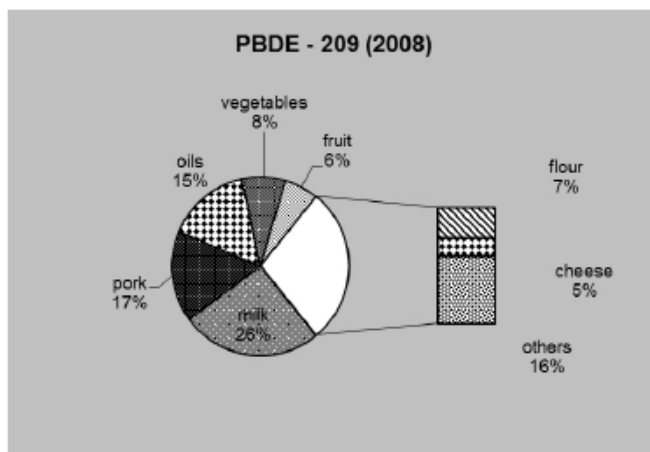
Zeilmaker *et al.* (2014) heeft concentraties in levensmiddelen in Nederland bepaald en op basis hiervan de blootstelling aan BDE-209 via voeding in Nederland berekend voor het jaar 2008. Figuur 6 geeft een overzicht van de gemeten BDE-209 concentraties in de verschillende voedselcategorieën, gebaseerd op de analyse van mengstalen.

BDE-209 werd in alle bemonsterde categorieën teruggevonden, de hoogste concentraties in plantaardige oliën (516 pg/g) en de laagste concentratie in fruit en groenten (31 pg/g).



Figuur 6: De concentratie (pg/g product) van BDE-209 in verschillende voedselcategorieën in Nederland, bemonsterd en geanalyseerd in 2008 (overgenomen van Zeilmaker et al. (2014))

De auteurs hebben de individuele 2-daagse blootstelling berekend en voor de inname van BDE-209 bleek melk de grootste bijdrage te hebben (26%), gevolgd door varkensvlees (17%) en oliën (15%). De lange termijn (chronische) blootstelling was voor BDE-209 hoger dan voor de andere beschouwde congenen (BDE-47, -99 en -100) en bedroeg ongeveer 1,9 ng/kg lg/dag (median waarde).



Figuur 7: De bijdrage van verschillende voedselcategorieën in Nederland tot de individuele 2-daagse berekende blootstelling via voeding in 2008 (overgenomen van Zeilmaker et al. (2014)).

De berekende blootstelling bleek leeftijdsafhankelijk te zijn, met hoogste waarden voor jonge kinderen om daarna gradueel af te nemen tot een stabiel niveau rond de leeftijd van 20 jaar.

➔ Selectie te gebruiken blootstelling BDE-209 via het dieet en concentraties in levensmiddelen

Het aantal studies met innameschattingen voor Vlaanderen/België is beperkt (Tabel 14), enkel EFSA (2011) en Cornelis *et al.* (2009) hebben de blootstelling aan BDE-209 via het dieet berekend. In andere studies zoals FLAREFOOD of Voorspoels *et al.* (2007) werd BDE-209 in levensmiddelen bepaald, maar werd geen innameschatting uitgevoerd, of was deze niet mogelijk omwille van onvoldoende data boven de detectielimiet. De berekende innames voor België liggen in dezelfde grootteorde als deze voor andere Europese landen.

Tabel 14: Studies waarin Belgische data beschikbaar zijn voor de inname van BDE-209 via voeding, of waarin concentraties in verschillende levensmiddelcategorieën bepaald werden (LB = Lower Bound; UB = Upper Bound).

bron	Kinderen 3-6 jaar ng/kg lg per dag	Inname volwassenen ng/kg lg per dag	Beperkingen	Pluspunten
EFSA (2011)	1,27 (LB) – 4,53 (UB)	0,67 (LB) – 1,68 (UB)	Beperkt aantal stalen uit België Analyses beschikbaar voor beperkt aantal levensmiddelcategorieën Hoge detectielimiet (mediaan 0,5850 µg/kg vers gewicht)	Veel (1300) concentratie-data beschikbaar Gebruik Belgische voedselconsumptiepeiling
Cornelis <i>et al.</i> (2009)	3,417	1,520	Beperkt aantal stalen geanalyseerd, aangevuld met literatuurdatabank Europa	Analyses levensmiddelen Belgische markt Gebruik Belgische voedselconsumptiepeiling
Voorspoels <i>et al.</i> (2007)	/	/	BDE 209 altijd < LOQ	
FLAREFOOD (2017)	/	/	Hoge LOQ (0,1 µg/kg vers gewicht)	

LB = alle data < LOD of LOQ gelijkgesteld aan 0; UB = alle data < LOD of LOQ = aan LOD of LOQ

Voor de normering maken we gebruik van de innameschatting BDE-209 berekend door Cornelis *et al.* (2009):

- De innames berekend door EFSA (2011) en Cornelis *et al.* (2009) zijn van dezelfde grootteorde en liggen binnen de marge van hierboven getoonde innames voor andere Europese landen (0,26 – 1,9 ng/kg lg d voor volwassenen);
- EFSA heeft zelf geen duidelijke voorkeur voor de UB of LB-benadering als meest realistische keuze voor de innameschatting voor BDE-209;
- de data berekend door Cornelis *et al.* (2009) liggen tussen de upper bound en lower bound benadering uitgevoerd door EFSA (2011);
- zowel Cornelis *et al.* (2009) als EFSA gebruiken deels Belgische concentratiedata om de innames te berekenen.

Er zijn weinig argumenten om een duidelijke keuze voor EFSA (2011) of Cornelis *et al.* (2009) te maken, de belangrijkste reden is dat Cornelis *et al.* (2009) gebruik gemaakt heeft van gemiddelde concentraties in levensmiddelen voor de innameschatting en EFSA van UB en LB concentraties, maar hierbij niet aangeeft welke een voorkeur geniet voor de meest realistische inschatting van de BDE-209 inname.

Er zijn ook een aantal beperkingen wat betreft beide innameschattingen, ze zijn meer dan 10 jaar oud waardoor ze mogelijk niet meer actueel zijn, verschillende auteurs kaarten problemen aan met de bepaling van BDE-209 in levensmiddelen (problemen met contaminatie, hoge LOQs) waardoor het maken van accurate innameschattingen moeilijker is en de innameschattingen zijn gebaseerd op een beperkt aantal stalen afkomstig van de Belgische markt. Bovendien maken beide innameschattingen gebruik van de Belgische Voedselconsumptiepeiling 2004. Inmiddels zijn recentere consumptiedata voor België beschikbaar via de Belgische Voedselconsumptiepeiling van 2014.

Tabel 15 toont de innames van BDE-209 via voeding zoals voorgesteld voor de berekening van de normvoorstellen.

Deze data zijn gebaseerd op Cornelis *et al.* (2009) met volgende aanvullingen:

- leeftijd 1-<3 jaar was niet beschikbaar in Cornelis *et al.* (2009), hiervoor werd de trend over de leeftijdsgroepen 1-3 en 3-6 jaar uit EFSA (2011) geëxtrapoleerd op de data van Cornelis *et al.* (2009);
- de leeftijd > 31 jaar werd berekend als het gemiddelde van alle leeftijdsgroepen vanaf 31 jaar beschikbaar in Cornelis *et al.* (2009).

Tabel 15: Blootstelling via voeding zoals gebruikt voor het berekenen van de normvoorstellen in S-Risk.

Leeftijd (jaar)	BDE 209 (ng/kg lg per dag)
1- <3	4,34
3 - < 6	3,417
6 - < 10	2,754
10 - < 15	2,100
15 - < 21	1,705
21 - < 31	1,585
> 31	1,442

Vermits bij voorkeur voor de normering de innameschatting en de concentraties in levensmiddelen aan elkaar gekoppeld zijn, worden de concentraties BDE-209 in de levensmiddelen overgenomen van Cornelis *et al.* (2009) (Tabel 16). Voor melk werd de concentratie in volle melk geselecteerd vermits deze het vetgehalte in verse koemelk het meest benadert en omdat BDE-209 accumuleert in vet. Voor aardappelen en groenten gebruikt Cornelis *et al.* (2009) dezelfde concentraties. Ook in andere studies zijn concentratiedata voor deze levensmiddelgroepen beperkt.

Tabel 16: Concentraties in verschillende levensmiddelen zoals gebruikt voor het berekenen van de normvoorstellen in S-Risk.

Levensmiddel	Concentratie (µg/kg vg)
aardappel	0,038
wortelgewassen	0,038
bolgroenten (ui, ...)	0,038
vruchtgroenten	0,038
kool	0,038
bladgroenten	0,038
peulvruchten	0,038
rundsvlees	0,556
orgaanvlees	0,093
melk	0,030
boter	0,712
eieren	0,005

4 OPNAME DOOR PLANTEN

De literatuur in verband met de transfer van BDE-209 naar planten is vrij beperkt. Twee recente review papers brengen alle beschikbare kennis uit primaire bronnen samen (Dobslaw *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021). Het merendeel van de primaire onderzoekspapers beschouwen de opname van PBDE-mengsels. Op basis van hun verschillende fysicochemische eigenschappen vertonen verschillende congenen in het mengsel een verschillend verspreidings- en opnamepatroon. Voor de lager gebromeerde, meer vluchtige congenen vormt de opname via de bladeren en de gasfase een belangrijke opnameroute voor planten (Zhu *et al.*, 2020). Dezelfde auteurs rapporteren dat in tegenstelling hiermee het weinig vluchtige BDE-209 in de lucht voornamelijk voorkomt op partikels en wordt opgenomen via de partikelfase (Zhu *et al.*, 2020). Voor mengsels van PBDE's in de bodem is opname via de wortels aangetoond, maar tonen pot- en veldproeven een afname van de opname met toenemende K_{ow} en dus bij langere ketens (Zhang *et al.*, 2021). Een positieve correlatie tussen de opname via de wortel en het lipide gehalte van het gewas wordt gerapporteerd door Huang *et al.* (2010). Dobslaw *et al.* (2021) stelt dat door de hoge molaire massa en lipofiliteit van PBDE's met een hoog broomgehalte de opnameroute bodem – bodemvocht – wortel – plant weinig relevant is. Desondanks worden PBDE's met een hoog broomgehalte zoals BDE-209 teruggevonden in planten wat de hypothese van een opname via adsorptie uit de atmosfeer versterkt. De auteurs beschouwen dan ook **atmosferische opname als dominante route** voor PBDE's met een hoog broomgehalte.

Mogelijke bronnen voor de aanrijking in bodem zijn voornamelijk slibtoepassingen (Li *et al.*, 2015) en compost (Bizkarguenaga *et al.*, 2016). Een aantal van de studies naar plantopname van PBDE's vanuit de slib aangerijkte bodems situeren zich in Azië en hebben betrekking op slib afkomstig van e-waste sites aldaar (Wang *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2014), waardoor ze mogelijk slechts een beperkte relevantie hebben in een Vlaamse context.

4.1 Berekening van de transfer naar planten met S-Risk

Voor het berekenen van de plantopname voor organische pollutanten maakt S-Risk gebruik van ofwel de formules opgesteld door Trapp (2002) en Trapp *et al.* (2007) ofwel empirisch afgeleide BCF factoren op basis van de concentratie organisch product in het poriewater ($\text{mg/kg ds} / \text{mg/m}^3$). In de literatuur vinden we enkel studies met pot- en/of veldexperimenten waarin de BCF factoren worden uitgedrukt op basis van de concentraties in de bodem (Dobslaw *et al.*, 2021) en enkele hydroponische studies²⁷ (Zhang *et al.*, 2021). Voor BDE-209 werden echter geen resultaten voor hydroponische opnameproeven teruggevonden. Op basis van de publicaties waarnaar verwezen wordt in de review van Dobslaw *et al.* (2021) en extra opzoekingen in de literatuur kunnen BCF factoren berekend worden, zie Tabel 17 voor een overzicht. Het is zo mogelijk BCF factoren te bepalen voor telkens minstens 1 gewas voor de belangrijkste gewascategorieën (knol-, bol-, bladgewassen, etc.). Om de groentekorf te vervolledigen wordt gebruik gemaakt van de gelijkstellingsregels vermeld in Tabel 17.

²⁷ Opname vanuit een waterige oplossing

Tabel 17: Berekende BCF factoren voor overdracht van BDE-209 van bodem naar plant, uitgedrukt in (mg/kg ds plant)/(mg/kg ds bodem). De vet gedrukte getallen zijn overgenomen uit de literatuur, de niet vet gedrukte getallen zijn BCF-factoren die gelijkgesteld zijn aan deze van andere gewassen.

Plant	BCF of BCF-model	Referentie
aardappelen		
aardappelen	0,1703	Wang <i>et al.</i> (2016a); Wang <i>et al.</i> (2016b)
wortel- en knolgewassen		
wortelen	0,2034	Wang <i>et al.</i> (2011); Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2016)
schorseneren	0,1480 = gemiddelde wortel- en knolgewassen	
andere wortelgewassen (zoals radijs)	0,0925	Huang <i>et al.</i> (2010)
bolgewassen		
bolgewassen (zoals ui)	0,2904	Wang <i>et al.</i> (2016a); Wang <i>et al.</i> (2016b)
prei	0,2904 = ui	
vruchtgewassen		
tomaat	1,5800	Navarro <i>et al.</i> (2017)
komkommer	0,0271	Wu <i>et al.</i> (2018)
andere vruchtgewassen (zoals paprika)	0,8036 = gemiddelde vruchtgewassen	
kolen		
kool	0,2984	Wang <i>et al.</i> (2011)
bloemkool en broccoli	0,1599	Wang <i>et al.</i> (2011)
spruitjes	0,2292 = gemiddelde kolen	
bladgewassen		
sla	0,3291	Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2016) Wang <i>et al.</i> (2011)
veldsla	0,3291 = sla	
andijvie	0,2745 = gemiddelde bladgewassen	
spinazie	0,0548	Wu <i>et al.</i> (2018)
witlof	0,2745 = gemiddelde bladgewassen	
selder	0,4396	Wang <i>et al.</i> (2016a); Wang <i>et al.</i> (2016b)
peulvruchten		
bonen	0,0900 = erwten	
erwten	0,0900	Wang <i>et al.</i> (2011)
grassen		
gras	0,0729	Huang <i>et al.</i> (2010) Xie <i>et al.</i> (2013)
granen		
maïs	0,0278	Navarro <i>et al.</i> (2017) Wu <i>et al.</i> (2018)

4.1.1 Validatie van de transferberekeningen in S-Risk

In een validatieoefening werden de berekende concentraties in gewassen bekomen met de formules van Trapp (2002); Trapp *et al.* (2007) en Trapp and Matthies (1995) vergeleken met berekende concentraties op basis van de BCF factoren in Tabel 17 en dit bij een bodemconcentratie voor BDE-209 van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds als *proxy* voor de achtergrondconcentratie in bodem in Vlaanderen.

Deze waarde werd berekend in het kader van het project 'Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere emerging contaminants' (OVAM, 2021)²⁸.

Tabel 18: Berekende concentraties in gewassen bij een proxy achtergrondconcentratie van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds in de bodem, gebruik makend van enerzijds de formules van Trapp en anderzijds BCF factoren.

$\mu\text{g/kg vg}$	Trapp (2002); Trapp et al. (2007)	BCF factoren
Aardappel	$6,532 \cdot 10^{-6}$	$5,211 \cdot 10^{-2}$
Wortel	$6,541 \cdot 10^{-6}$	$3,424 \cdot 10^{-2}$
Schorseneer en pastinaak	$4,739 \cdot 10^{-6}$	$2,038 \cdot 10^{-2}$
andere wortelachtige groenten (zoals radijs)	$2,824 \cdot 10^{-5}$	$7,076 \cdot 10^{-3}$
bolgewassen zoals ui	$4,327 \cdot 10^{-5}$	$4,892 \cdot 10^{-2}$
prei	$4,831 \cdot 10^{-5}$	$5,781 \cdot 10^{-2}$
Tomaat	$1,126 \cdot 10^{-5}$	$1,209 \cdot 10^{-1}$
komkommer	$1,217 \cdot 10^{-5}$	$1,673 \cdot 10^{-3}$
andere fruitachtige groenten (zoals paprika)	$1,565 \cdot 10^{-5}$	$1,107 \cdot 10^{-1}$
kool	$1,854 \cdot 10^{-5}$	$3,655 \cdot 10^{-2}$
bloemkool en broccoli	$2,08 \cdot 10^{-5}$	$1,984 \cdot 10^{-2}$
spruiten	$2,058 \cdot 10^{-5}$	$5,963 \cdot 10^{-2}$
sla	$7,732 \cdot 10^{-3}$	$2,787 \cdot 10^{-2}$
lamssla	$7,738 \cdot 10^{-3}$	$2,787 \cdot 10^{-2}$
andijvie	$7,73 \cdot 10^{-3}$	$3,377 \cdot 10^{-2}$
Spinazie	$7,737 \cdot 10^{-3}$	$1,444 \cdot 10^{-2}$
witlof	$7,737 \cdot 10^{-3}$	$3,293 \cdot 10^{-2}$
selder	$7,729 \cdot 10^{-3}$	$6,154 \cdot 10^{-2}$
bonen	$1,935 \cdot 10^{-5}$	$1,517 \cdot 10^{-2}$
erwten	$2,25 \cdot 10^{-5}$	$2,481 \cdot 10^{-2}$
gras	$7,769 \cdot 10^{-3}$	$4,683 \cdot 10^{-2}$
mais	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$1,073 \cdot 10^{-2}$

De gemeten concentraties in gewassen worden beter voorspeld wanneer deze berekend worden met de BCF factoren (Tabel 17) dan met de modellen van Trapp in S-Risk. Wanneer deze voorspelde waarden (Tabel 18) vergeleken worden met meetwaarden (grootteorde 10^{-1} – 10^{-3} $\mu\text{g/kg vg}$ of < LOQ, zie paragraaf 3.4 Tabel 8, Tabel 12, Tabel 13 en Tabel 16) valt op dat bij gebruik van de modellen van Trapp in S-Risk de concentraties in de gewassen bij *proxy* achtergrondconcentratie in de bodem vaak onderschat worden. Een mogelijke verklaring kan zijn dat - zoals een aantal auteurs stellen - de opname via de bodem minder relevant is en opname voornamelijk via partikels in de atmosfeer plaats vindt. Hierdoor zou de contaminatie van de gewassen afkomstig van de bodem slechts een klein aandeel zijn van de gemeten concentratie en zal de berekende concentratie inderdaad lager liggen dan de gemeten concentratie. Een andere factor die een rol kan spelen is dat de meeste meetresultaten voor gewassen beschikbaar zijn voor producten aangekocht in de winkel.

Deze gewassen werden getransporteerd en mogelijk ook verwerkt, hierbij kan eventueel extra contaminatie opgetreden zijn waardoor meetwaarden zoals gekocht in de winkel mogelijk hoger liggen dan meetwaarden voor producten rechtstreeks geoogst.

Anderzijds is het zo dat de BCF-factoren gebaseerd zijn op wetenschappelijk onderzoek onder gecontroleerde omstandigheden waarbij BDE-209 uitsluitend via de bodem werd toegevoegd.

²⁸ In 20 van de 50 bodemstalen werd een BDE-209 concentratie boven de LOQ vastgesteld, maar dit was te weinig om een streefwaarde voor BDE 209 af te leiden. Indien de stof op meer dan 9 locaties werd waargenomen boven de LOQ, werd wel een geometrisch gemiddelde berekend en werd nagegaan op hoeveel locaties dit geometrisch gemiddelde werd overschreden. Het geometrisch gemiddelde was $1,53 \mu\text{g/kg ds}$ en werd op 9 locaties overschreden. De max. waarde bedraagt $9,91 \mu\text{g/kg ds}$.

Bovendien kan een onderschatting van de concentraties in gewassen leiden tot een normering die onvoldoende beschermend is: bij het in rekening brengen van groenten van eigen teelt wordt een correctie toegepast zodanig dat het aandeel lokaal geteelde groenten in mindering wordt gebracht van de achtergrondblootstelling via commerciële voeding²⁹, en vervolgens wordt de blootstelling terug aangevuld met een gemodelleerde blootstelling³⁰ via groenten van eigen teelt. Wanneer de concentraties in groenten berekend worden via de modellen van Trapp, modellen die default worden toegepast in S-Risk voor organische polluenten, resulteert dit bij achtergrondconcentraties BDE-209 in de bodem in een onderschatting van de gehalten in groenten in vergelijking met de beschikbare meetresultaten voor commerciële voeding.

Om deze reden werd beslist om gebruik te maken van de BCF factoren in Tabel 17, deze keuze gaat gepaard met onzekerheid zoals uit de validatieoefening hierboven blijkt.

Omdat de BCF factoren echter uitgedrukt worden op basis van droge stofgehalten in de bodem en niet in het poriewater, **moet S-Risk hieraan aangepast worden.**

²⁹ Gebaseerd op een aanname van concentraties in zelf geteelde voeding en consumptiehoeveelheden hiervoor.

³⁰ Gebaseerd op een berekende concentratie in zelf geteelde voeding en consumptiehoeveelheden hiervoor.

5 OVERDRACHT NAAR DIERLIJKE PRODUCTEN

De PBT evaluatie heeft geen directe impact op de normberekeningen voor BDE-209 en wordt enkel opgenomen voor de volledigheid. Toevoeging van stoffen aan de kandidaatlijst voor PBT/zPzB heeft vooral implicaties op de transfer doorheen de voedselketen, een aspect dat voor de normering niet expliciet meegenomen wordt.

5.1 PBT evaluatie

ECHA beschouwt BDE-209 als stof met PBT/zPzB eigenschappen. PBT staat voor persistent, bioaccumuleerbaar en toxisch (chronische toxiciteit voor mens of milieu); zPzB staat voor zeer persistent en zeer bioaccumuleerbaar. ECHA heeft het T-criterium toendertijd niet toegekend maar aangegeven dat die beslissing voorlopig was omdat negatieve effecten die werden vastgesteld in studies met kippen (letaliteit) en aquatische organismen (o.a. effect op de schildklier) reden gaven tot bezorgdheid (ECHA, 2012b). Voor de identificatie als SVHC maakt het niet uit of de stof PBT én zPzB is dan wel PBT óf zPzB.

Verantwoording:

BDE-209 werd opgenomen op de kandidaatlijst, omwille van de PBT/zPvB eigenschappen, op basis van het Annex XV Dossier ingediend door het VK.

CriteriumzvP

Op basis van degradatie halfwaardetijden in sediment en bodem > 180 dagen wordt BDE-209 als zeer persistent (zP) beschouwd.

Criterium zB

BDE-209 op zich wordt niet beschouwd als bioaccumulatief en/of zeer bioaccumulatief op basis van de beschikbare gegevens. Wel dient het bioaccumulatief karakter van potentiële afbraakproducten van BDE-209 in rekening worden gebracht. De conclusie van het Annex XV dossier ingediend door het VK luidt dat op basis van de beschikbare gegevens het zeer waarschijnlijk is dat BDE-209 in de bodem of in sediment wordt omgevormd naar dochtersubstanties met PBT/zPzB eigenschappen, of dochtersubstanties die op hun beurt aanleiding kunnen geven tot afbraakproducten met PBT/zPzB eigenschappen in concentraties > 0,1% in een tijdspanne van één jaar. Het voorkomen van deze afbraakproducten vormt bijgevolg een significant bijkomende blootstellingsroute. Op basis van deze vaststelling wordt aanvaard dat BDE-209 beantwoordt aan de definitie van een PBT/zPzB-vormende stof in overeenstemming met Annex XIII van de REACH regelgeving waardoor het eveneens beantwoordt aan de in Article 57(d) and (e) van de regelgeving

5.2 Transfer naar dierlijke producten

In eerste instantie werd nagegaan of er experimentele gegevens beschikbaar zijn op basis waarvan we de transfer van BDE-209 naar dierlijke producten empirisch kunnen bepalen. Een literatuuronderzoek levert 3 onderzoekspapers die de concentraties in dierlijke producten of de transfer van PBDEs naar runderen bestuderen: Grümping *et al.* (2006), Kierkegaard *et al.* (2007) en Oloruntoba *et al.* (2019). Eén enkele onderzoeksgroep bestudeerde de transfer van polygechloreerde bifenylen en lagere PBDEs naar geiten (Ounnas *et al.*, 2010). Drie papers zijn beschikbaar die concentraties van BDE-209 in kippen en eieren rapporteren ((Covaci *et al.*, 2009) (Gensler *et al.*, 2007; Oloruntoba *et al.*, 2019)). Omdat deze papers geen concentraties en innamegegevens met betrekking tot voeder opgeven kunnen ze niet gebruikt worden voor het afleiden van biotransfer factor BTFei. Dit geldt eveneens voor Grümping *et al.* (2006) en Oloruntoba *et al.* (2019) twee bronnen die enkel concentraties in melk rapporteren zonder het verband met de concentraties in voeder op te geven.

Enkel Kierkegaard *et al.* (2007) bevat gepaarde meetgegevens voor BDE-209 in voeder en concentraties in weefsels/organen van runderen ($n = 2$). Kierkegaard *et al.* (2007) berekenen een *carryover rate*³¹ van voeder naar melk van 0,2%. De auteurs van deze publicatie geven echter aan dat ze geen betrouwbare transferfactor kunnen bepalen omdat de grote schommelingen in concentraties BDE-209 in voeder tijdens het experiment zich niet vertalen in schommelingen in de concentraties in melk, en dit in tegenstelling met de concentraties in faeces die deze schommeling duidelijk reflecteren. De auteurs wijten dit aan een trage continue flux vanuit vetweefsel naar melk eerder dan aan de transfer van voeder naar melk. De auteurs noteren concentraties BDE-209 in vetweefsel, dat 15 % van het gewicht van de koe uitmaakt, die 9 tot 80 keer hoger waren dan in melklipiden en concluderen hieruit dat zich nog geen evenwicht tussen beide compartimenten had ingesteld. Het profiel aan congenere in voeder kwam verder niet overeen met het profiel in het vetweefsel. Op basis van het feit dat voornamelijk BDE-207, BDE-196, BDE-197 en BDE-182 in hogere mate voorkomen wordt debromering van BDE-209 als mogelijke verklaring naar voor geschoven. Ze vonden een negatieve correlatie tussen de verhouding $BDE_{\text{melklipiden}}/BDE_{\text{vetweefsel}}$ en de K_{ow} van beschouwde BDE, waarbij BDEs met een $\log Kow > 7$ in zeer geringe mate opstapelen in melk.

De aangehaalde papers in verband met de opstapeling van BDE-209 in geiten (Ounnas *et al.*, 2010) of kippen bevatten geen gepaarde gegevens op basis waarvan transferfactoren kunnen worden afgeleid ((Covaci *et al.*, 2009) (Gensler *et al.*, 2007; Oloruntoba *et al.*, 2019)). Ook de twee overige papers over runderen (Grümping *et al.*, 2006; Oloruntoba *et al.*, 2019) bevatten geen gepaarde gegevens over innames van BDE-209 en concentraties in dierlijke producten.

De transferstudie van Kierkegaard *et al.* (2007) toont aan dat belangrijke aspecten van de transfer van BDE-209 naar dierlijke producten nog verder moeten worden onderzocht. Bioaccumulatie van BDE-209 kan echter net zoals voor de meeste neutrale hydrofobe organische verbindingen die zich voornamelijk opstapelen in vetweefsel, worden gesimuleerd op basis van evenwichtspartitie. Hiervoor gebruikt S-Risk de vergelijkingen opgesteld door Travis and Arms (1988) om concentraties in vlees en melk te schatten op basis van K_{ow} verdelingscoëfficiënten indien geen empirisch opgestelde biotransferfactoren uit gevalstudies beschikbaar zijn. Ondanks dat deze vergelijkingen frequent worden gebruikt is er steeds meer kritiek op deze benadering omdat de vergelijkingen zijn afgeleid op basis van een kleine dataset voor een reeks persistente stoffen met een beperkt K_{ow} bereik ($3 < \log Kow < 7$)³², en de observatie dat voor een $K_{ow} > 10^{6.5}$ Travis and Arms (1988) een toename in BTF voorspellen wat in tegenstelling is met experimentele gegevens die een daling aantonen voor het merendeel van hydrofobe organische verbindingen (Takaki *et al.*, 2015). Daarom wordt zowel in S-Risk als in het EUSES-multimediamodel³³, die beide gebruik maken van de formules van Travis and Arms (1988), de $\log Kow$ afgetopt op 6,5 d.w.z. dat voor stoffen met een $Kow > 6,5$ een $\log Kow = 6,5$ wordt gebruikt voor het berekenen van de BTF.

5.3 BTF op basis van Takaki *et al.* (2015)

Het model van Travis & Arms gebruikt de mate van hydrofobiciteit (Kow) als enige parameter voor de BTF. Hendriks *et al.* (2007) rapporteerden echter een zwakke correlatie tussen Kow and BTF voor persistente stoffen ($r^2 = 0,02$). De BTF bleek sterker te worden beïnvloed door het metabolisme van afzonderlijke stoffen in vee dan door hun hydrofobiciteit (Staples *et al.*, 1997; Hendriks *et al.*, 2007). Daarom lijken veelgebruikte Kow -regressiemodellen een beperkte theoretische basis te hebben, althans voor persistente stoffen (Takaki *et al.*, 2015).

³¹ =de fractie BDE 209 uit veevoeder dat in de melk terecht komt

³² Log Kow voor BDE-209 is 9,11 waardoor deze buiten het bereik valt van de training set van de Travis & Arms formule

³³ European Union System for the Evaluation of Substances

In een meer recente publicatie gebruikten Takaki *et al.* (2015) metabolisatie als parameter voor het berekenen van BTF. Ze gebruikten een aantal bestaande QSAR³⁴-modellen om een model (regressievergelijkingen) te ontwikkelen en te valideren dat de transfer van een reeks organische polluenten waaronder PCBs, PCDD/Fs, PBDEs, PFCAs, en pesticiden naar koemelk en rundsvlees simuleert.

Vermits deze regressies ontwikkeld zijn op basis van een trainingset die stoffen bevat met hoge logKow, zijn ze geschikt voor stoffen met hogere log Kow waarden (> 6,5); hieronder wordt nagegaan of deze beter geschikt zijn dan de formules van Travis and Arms (1988) om de BTF_{melk} en BTF_{spier} voor runderen te bepalen en om deze vervolgens in S-Risk toe te passen.

De waarden voor BTF_{spier} en BTF_{melk} berekend met het model van Takaki *et al.* (2015) zijn opgenomen in Tabel 19. Details over het model en de onderliggende formules zijn beschikbaar in Bijlage B.

Tabel 19: BTF berekend met het model van Takaki *et al.* (2015)

BTF _{spier}	BTF _{melk}
0,558 (mg/kg)/(mg/kg/d)	0,023 (mg/kg)/(mg/kg/d)
$1,12 \cdot 10^{-3}$ (mg/kg)/(mg/d) ³⁵	$4,60 \cdot 10^{-5}$ (mg/kg)/(mg/d) ³⁵

5.3.1 Validatie van de transferberekeningen in S-Risk

Ter validatie en om de impact te evalueren van de BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) versus Travis and Arms (1988) werden normberekeningen uitgevoerd met S-Risk versie 1.3.3. applicatie I voor bestemmingstype landbouw (Tabel 20). Uit de berekeningen blijkt dat de impact van de toegepaste BTF factoren op het normvoorstel ongeveer een factor 3,5 is wanneer gebruik gemaakt wordt van de BCF-factoren voor de berekening van plantconcentraties.

Tabel 20: Berekende BTF en voorstellen BSN type II met BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) en Travis and Arms (1988). De BCF werd berekend gebruik makend van de BCF-factoren in Tabel 17.

	Takaki <i>et al.</i> (2015)	Travis and Arms (1988)
Voorstel BSN type II (mg/kg ds)	34,3	9,4
BTF vlees en organen (mg/kg vg)/(mg/d)	$1,12 \cdot 10^{-3}$	0,10
BTF melk (mg/kg vg)/(mg/d)	$4,60 \cdot 10^{-5}$	$1,59 \cdot 10^{-2}$

In S-Risk applicatie II werden vervolgens locatiespecifieke berekeningen uitgevoerd bij een bodemconcentratie BDE-209 van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds als *proxy* voor de achtergrondconcentratie in bodem in Vlaanderen.

De berekende concentraties in melk, boter en vlees gebruik makend van BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) versus Travis and Arms (1988) en bij een bodemconcentratie van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds (*proxy* achtergrondconcentratie bodem) staan in Tabel 21. In deze tabel staan ook literatuurbedata voor BDE-209 concentraties in levensmiddelen van dierlijke oorsprong. De meeste literatuurbedata zijn echter niet gebaseerd op analyses van boerderijproducten, maar wel op analyses van producten aangekocht in de winkel. Voor deze producten moet rekening gehouden worden met de mogelijkheid dat er bijkomende contaminatie is opgetreden tijdens de verwerking of het verpakken ervan. Bovendien kan het land van herkomst een belangrijke rol spelen, in een aantal regio's ligt het gebruik van commerciële PBDE-mengsels hoger dan in andere regio's, waardoor de concentraties in levensmiddelen eveneens kunnen toenemen (Rivière *et al.*, 2014).

³⁴ Quantitative Structure Activity Relationship

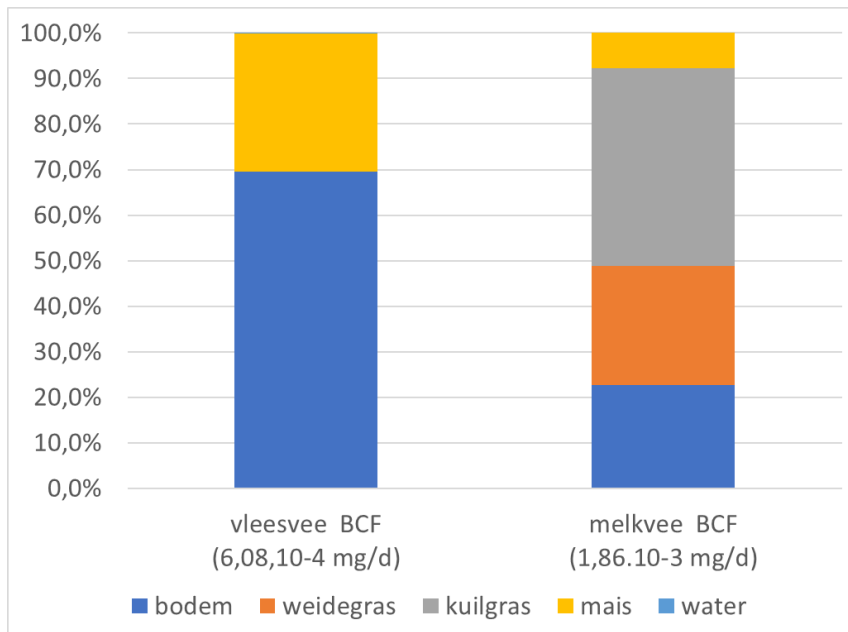
³⁵ Rekening houdend met een gewicht van 500 kg voor een rund

Tabel 21: Berekende BDE-209 concentraties in vlees, organen, melk en boter met BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) en Travis and Arms (1988) (oranje cellen) bij een bodemconcentratie van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds en concentratiedata voor deze levensmiddelen uit de literatuur. De concentraties in veevoeder werden met BCF factoren berekend.

$\mu\text{g/kg vg}$	Vlees, organen	Melk	Boter
Takaki <i>et al.</i> (2015)	$6,77 \cdot 10^{-4}$	$8,57 \cdot 10^{-5}$	$1,82 \cdot 10^{-3}$
Travis and Arms (1988)	$6,05 \cdot 10^{-2}$	$2,95 \cdot 10^{-2}$	$6,28 \cdot 10^{-1}$
EFSA (2011) LB Europa	$3,5 \cdot 10^{-2}$ (vlees en vleesproducten)	$2,1 \cdot 10^{-2}$ (Melk en zuivelproducten)	
EFSA (2011) UB Europa	$9,2 \cdot 10^{-2}$ (vlees en vleesproducten)	$1,1 \cdot 10^{-1}$ (Melk en zuivelproducten)	
D'Hollander <i>et al.</i> (2009) klassieke teelt België	$4,1 \cdot 10^{-4}$ (rundvlees 1% vet)	$<1,28 \cdot 10^{-1} - 1,32 \cdot 10^{-1}$ (omgerekend naar 4% vet)	
D'Hollander <i>et al.</i> (2009) biologische teelt België	$1,8 \cdot 10^{-4}$ (rundvlees 2% vet)	$<1,28 \cdot 10^{-1}$ (omgerekend naar 4% vet)	
Cornelis <i>et al.</i> (2009)	$5,56 \cdot 10^{-1}$ (rund) $9,30 \cdot 10^{-2}$ (lever)	$3,0 \cdot 10^{-2}$ (volle melk)	$7,12 \cdot 10^{-1}$
FLAREFOOD (2017) België	$2,87 \cdot 10^{-1}$ (runds vlees) $5,96 \cdot 10^{-1}$ (runds lever)	$< 1 \cdot 10^{-1}$ (volle melk)	$< 1 \cdot 10^{-1}$
Gómara <i>et al.</i> (2006) Spanje	$1,12 \cdot 10^{-2}$ ($<1 \cdot 10^{-4} - 2,066$)	$5,1 \cdot 10^{-4}$ ($<6 \cdot 10^{-5} - 1,26 \cdot 10^{-1}$)	$4,28 \cdot 10^{-1}$ ($1,19 \cdot 10^{-2} - 5,54 \cdot 10^{-1}$)
Päpke <i>et al.</i> , (2009) (uit EFSA) Duitsland		$<8 \cdot 10^{-3}$	
Schechter <i>et al.</i> (2010) VSA	$< 5,84 \cdot 10^{-3}$ (rund)	$4,46 \cdot 10^{-3}$ (volle melk)	5,19
Kierkegaard <i>et al.</i> (2007) UK		$2 \cdot 10^{-3}$ (omgerekend naar 4% vet)	
Pietron <i>et al.</i> (2021) Polen		$5 \cdot 10^{-2}$ (omgerekend naar 4% vet)	
Zeilmaker <i>et al.</i> (2014) Nederland	$3,32 \cdot 10^{-1}$ (rund)	$3,3 \cdot 10^{-2}$ (melk 1% vet)	$1,91 \cdot 10^{-1}$
Rivière <i>et al.</i> (2014) Frankrijk	$5,2 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-2}$
Roszkó <i>et al.</i> (2013) Polen			$2,59 \cdot 10^{-2}$
Uçar <i>et al.</i> (2011) Turkije			$< 1,7 \cdot 10^{-2} - 4,06$ (berekend voor 85% vetgehalte)
Martellini <i>et al.</i> (2016) Italië	$8,05 \cdot 10^{-1}$ (mediaan) 1,523 (gemiddeld) (vleesproducten)	1,861 (mediaan) 3,524 (gemiddeld) (melkproducten)	

Wanneer de berekende en literatuurwaarden vergeleken worden, valt op dat zowel voor boter, melk als vlees de berekeningen met Travis and Arms (1988) nauwer aansluiten bij de literatuurwaarden. Dit laatste is verwonderlijk aangezien het model van Travis and Arms (1988) in principe niet geschikt is voor stoffen met een log Kow hoger dan 6,5 omdat 6,5 de hoogste log Kow was van de stoffen in de trainingset van het model.

Hiervoor kunnen een aantal mogelijke verklaringen gegeven worden: 1) de concentratiedata uit de literatuur zijn grotendeels onderhevig aan extra contaminatie omdat het vaak verwerkte of verpakte levensmiddelen betreft, waardoor de gemeten concentraties hoger liggen dan voor levensmiddelen rechtstreeks van de boerderij; 2) S-Risk topt de berekende BTF op basis van Travis en Arms af op een log Kow van 6,5 wat mogelijk resulteert in een BTF die de concentraties in levensmiddelen wel relatief goed kan voorspellen; 3) het model van Takaki onderschat mogelijk de BTF-factoren voor BDE-209.



Figuur 8: Aandeel van bodem, gras, mais en water in totale inname van vlees- en melkvee bij een proxy achtergrondconcentratie in de bodem van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds BDE-209. De concentraties in de veevoedergewassen werden berekend met Trapp of op basis van BCF-factoren ("BCF" in de figuur). De totale dagelijkse inname van het vee staat tussen haakjes.

De impact van de berekende veevoederconcentraties heeft geen grote invloed op de berekende concentraties in dierlijke producten, maximaal een factor 3 voor melk(producten) (zie hiervoor ook de berekende waarden gebruik makend veevoederconcentraties berekend met de formules van Trapp in Bijlage C). Om na te gaan welke blootstellingsroutes voor het vee het meeste bijdragen aan de berekende gehalten in dierlijke producten werden bij *proxy* achtergrondconcentratie in de bodem van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds BDE-209 berekeningen uitgevoerd die toelaten om de blootstelling van vee op te splitsen in bodem, weidegras, kuilgras, mais en water (Figuur 8). Deze berekeningen werden uitgevoerd voor enerzijds veevoederconcentraties berekend met Trapp formules (in bijlage C), en anderzijds veevoederconcentraties berekend met BCF factoren. Voor vleesvee is de blootstelling via de ingestie van bodemdeeltjes de belangrijkste route, voor melkvee is bij gebruik van BCF factoren is de inname via veevoeder de belangrijkste route.

Vermits de relaties van Travis and Arms (1988) de concentraties in dierlijke levensmiddelen beter voorspellen dan de BTF-factoren van Takaki, worden deze gebruikt voor de normering. Bovenstaande validatieoefening toont aan dat deze keuze onzeker is.

6 TOXICOLOGIE

6.1 Inleiding

Het overzicht van de toxicologie van decaBDE (BDE-209) is vooral gebaseerd op de rapporten van EFSA (2011), ECB (2002), US-EPA (2008b) en ATSDR (2017) en op publicaties uit wetenschappelijke tijdschriften.

De voornaamste toxicologische doelwitten bij orale blootstelling zijn de lever, de homeostase van hormonen, reproductie en neurologische ontwikkeling.

Studies met blootstelling via inhalatie zijn niet gevonden.

Tabel 22 geeft een overzicht van de indelingen voor carcinogeniteit van decaBDE, zoals die door verschillende instanties zijn bepaald.

IARC (1990a) beschouwt decaBDE als niet indeelbaar als humaan carcinogeen (groep 3), omdat er slechts beperkte bewijzen zijn van carcinogeniteit in dierproeven en er geen humane data beschikbaar zijn.

Volgens US-EPA (2008a) levert de toxicologische databank voor decaBDE 'suggestief bewijs voor een carcinogeen potentieel voor de mens'. De Europese Unie heeft geen geharmoniseerde (= wettelijk minimaal verplichte) indeling voor decaBDE; in het REACH dossier stelt de registrant geen classificatie als carcinogeen voor³⁶. DecaBDE komt niet voor in de lijst van carcinogenen van het National Toxicological Program van de VSA (NTP-RoC, 2021).

Tabel 22: Carcinogene classificatie van decaBDE

Instantie	Indeling	Omschrijving
Europese Unie (EG, 2008)	-	Geen geharmoniseerde (= wettelijke) indeling
IARC (1990a)	Groep 3	Niet indeelbaar als humaan carcinogeen
US-EPA (2008a)	Suggestief bewijs voor een carcinogeen potentieel voor de mens	

6.2 Toxicokinetiek

Toxicokinetiek omvat absorptie, distributie, metabolisme en eliminatie van stoffen na blootstelling via e.g. inhalatoire, orale of dermale route. Gegevens over toxicokinetiek van decaBDE in de mens zijn beperkt. Meerdere studies die de toxicokinetiek in proefdieren evalueren werden gepubliceerd. Deze studies worden hieronder besproken.

6.2.1 Absorptie

Over de mate van absorptie van decaBDE in de mens zijn geen gegevens bekend, maar dat de stof wordt opgenomen uit de omgeving blijkt uit metingen in humane biologische media (serum en moedermelk) (US-EPA, 2008b).

In dierproeven werd absorptie na orale toediening aangetoond maar enkel onrechtstreeks gekwantificeerd op basis van bloedconcentraties en gegevens over excretie. Uit verschillende dierstudies blijkt dat de absorptie doorheen het maagdarmkanaal laag is (7-26%); in sommige studies met zeer lage absorptie (0,3-1,5% in NTP (1986b)) was het echter moeilijk een accurate schatting te maken van de absorptie omwille van het hoge aandeel van de dosis dat in de feces werd teruggevonden en het hoge percentage dat als metabolieten aanwezig was in de feces (US-EPA, 2008b; RAC, 2015). Bovendien kan de absorptie beïnvloed worden door de aard van het vehikel, waarbij lipofiele vehikels een hogere absorptie geven (ATSDR, 2017). In een studie met mannelijke ratten werd aan een deel van de dieren decaBDE toegediend via een sonde (1,9 mg/kg).

³⁶ [Registration Dossier - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier)

Een ander deel van de ratten kreeg eenzelfde dosis decaBDE intraveneus toegediend in de staartader. Uit een vergelijking van opeenvolgende plasmaconcentraties in beide groepen, werd een orale biobeschikbaarheid van 26% berekend (Sandholm *et al.*, 2003). De concentraties van fenolische radioactiviteit van metabolieten (zie 6.2.7) in plasma bij 3 en 7 dagen na toediening, waren 4 keer hoger dan deze van het neutrale molecuul (decaBDE), wat er volgens ATSDR 2017 kan op wijzen dat de totale absorptie van decaBDE mogelijk hoger was dan de 26% op basis van de gemeten plasmaconcentratie van de oorspronkelijke stof (BDE-209); de bewering 'mogelijk hoger dan' werd niet gekwantificeerd.

Aangezien passief transport eerder voorkomt bij kleine lipofiele moleculen dan bij moleculen met een hoge molecuulmasse, zoals decaBDE, is een gefaciliteerde opname samen met voedingsvetten (kleine partikels van lipoproteïnen) een mogelijke route voor absorptie van decaBDE (Sandholm *et al.*, 2003).

In een andere studie kregen mannelijke ratten een eenmalige dosis van ^{14}C -gelabelde decaBDE (2,9 mg/kg) toegediend via sonde. Tegelijk werd aan andere ratten dezelfde ^{14}C -decaBDE dosis toegediend via een buisje in de galwegen. Bij de ratten met sonde werd na 3 dagen 90% van de ^{14}C -decaBDE teruggevonden in de feces en de meerderheid van de radioactiviteit (65%) was afkomstig van metabolieten. De radioactiviteit in de gal van de ratten met toediening via de galwegen, was verantwoordelijk voor 10% van de fecale excretie. Dit betekent dat in de ratten met sonde, minstens 10% was geabsorbeerd via de gal (Morck *et al.*, 2003).

EFSA (2011) gebruikt een orale absorptie van <25% voor haar risicobeoordeling. In de discussie over de absorptie verwijst EFSA naar NTP (1986a) (zie hierboven), Hardy *et al.* (2009) en ATSDR (2004) (is ondertussen vervangen door ATSDR (2017) die 10-26% geeft); EFSA vermeldt ook Sandholm *et al.* (2003) die 26% heeft gemeten, maar geeft geen argument om deze waarde niet te gebruiken voor haar risicobeoordeling. Aangezien het niet duidelijk is waar het cijfer 25 van EFSA vandaan komt, wordt het niet geselecteerd voor de normering.

RAIS (Risk Assessment Information System) is een databank³⁷ die allerhande parameters van stoffen oplijst, die nuttig zijn bij risicobeoordeling, waaronder gastro-intestinale absorptie (ABS_{GI}). Volgens RAIS is de ABS_{GI} van decaBDE gelijk aan 1. Dit is vermoedelijk een standaardwaarde die niet specifiek is voor decaBDE.

Voor de bodemnormering wordt een orale absorptie van 26% gebruikt. Deze waarde werd gemeten in een vergelijkende studie met proefdieren die decaBDE kregen toegediend via sonde of rechtstreeks in de bloedbaan. Bovendien gebruikt EFSA een orale absorptie die daarbij aanleunt (<25%) en tonen de meeste studies aan dat de orale absorptie laag is (met 26% als hoogste waarde voor absorptie) in een reeks proefdierstudies. Over de mate waarin de aanwezigheid van metabolieten in plasma een impact heeft op het absorptiepercentage dat gemeten werd op basis van de aanwezigheid van de oorspronkelijke stof in het plasma is onvoldoende informatie beschikbaar.

Er zijn geen gegevens over absorptie na blootstelling via dermaal contact of inhalatie.

6.2.2 Orale relatieve biobeschikbaarheid vanuit bodem/stof

Biotoegankelijkheid vanuit stof in binnen- en buitenlucht werd gemeten met een *in vitro* systeem dat een vastende maag simuleert; de lucht werd in 4 verschillende seizoenen geïncubeerd in Shanghai (China) (Yu *et al.*, 2012). De totale PBDE-concentraties (met BDE-209 als dominante congeneer) waren zowel in binnen- als buitenlucht het laagst in de herfst.

³⁷ <https://rais.ornl.gov/index.html>

Dit is in lijn met sommige (maar niet alle) andere studies die aantoonen dat PBDE-concentraties over het algemeen in de warme maanden hoger liggen dan in de koude maanden. Temperatuur (binnenlucht) en natte depositie (buitenlucht) zouden mogelijk de belangrijkste parameters zijn die de seizoensvariatie kunnen verklaren. Een lagere temperatuur in de herfst leidt tot een lager emissietempo vanuit huishoudproducten (in de winter wordt het effect van de lagere emissie teniet gedaan door een lagere ventilatie dan in de herfst wanneer ramen geopend worden om te ventileren). De herfst in Shanghai is meestal winderig en droog; afwezigheid van natte depositie en het wegwaaien van kleine luchtdeeltjes (kleine deeltjes absorberen meer PBDEs dan grote) zouden de lagere PBDE-concentraties in de herfst kunnen verklaren (Yu *et al.*, 2012).

Biotoegankelijkheid bepaalt de hoeveelheid stof die beschikbaar komt in het maag-darmkanaal en houdt geen rekening met de absorptie doorheen de darmwand (wat biobeschikbaarheid wel doet). De gemiddelde gemeten biotoegankelijkheid was:

- voor stof in binnenlucht: 18,5% (herfst) – 23,4% (lente)
- voor stof in buitenlucht: 14,2% (zomer en herfst) – 21,1% (lente)

Of de seizoensvariatie van de PBDE-concentratie het verschil in biotoegankelijkheid tussen de seizoenen kan verklaren, daar gaan Yu *et al.* (2012) niet op in.

De aanwezigheid van voedsel tijdens de stofinname verhoogt de biotoegankelijkheid. Indien het stof samen met voedsel zou worden ingenomen, wat in realiteit meestal het geval is, zou de biotoegankelijkheid vermoedelijk hoger liggen dan deze gemeten in de lege-maag-simulatie (Yu *et al.*, 2012). Biotoegankelijkheid van BDEs (decaBDE werd niet geanalyseerd) in 13 types voedsel, waaronder vis, vlees, rijst, bloem en groenten, werd gemeten met een *in vitro* verteringsmodel.

De biotoegankelijkheid bedroeg 2,6-41,3% (Yu *et al.*, 2010); er was een positieve correlatie met vet en koolhydraten en een negatieve correlatie met het gehalte aan eiwitten en vezels in het voedingsmiddel. In een gelijkaardige studie werd de biotoegankelijkheid van PBDEs (decaBDE werd niet geanalyseerd) in 299 groenten en dierlijke voedingsproducten, verzameld in China, gemeten met een humaan gastro-intestinaal verteringsmodel (Yu *et al.*, 2011). De biotoegankelijkheid varieerde van 2,6 – 39,9% in groenten en van 5,2 – 105,3% in dierlijke voedingsproducten.

De gemeten biotoegankelijkheid via stofingestie van decaBDE van Yu *et al.* (2012) zou de werkelijke biobeschikbaarheid onderschatten indien voeding een grote impact zou hebben, of overschatten indien absorptie door het maag-darmkanaal zeer laag zou zijn; in dit laatste geval zou slechts een kleine fractie van de biotoegankelijke stof effectief geabsorbeerd worden in de bloedbaan en daarmee biobeschikbaar worden.

In een discussiepaper over een uniforme aanpak voor het bepalen van biotoegankelijkheid, vermelden Collins *et al.* (2015) resultaten van gepubliceerde gemeten biotoegankelijkheid van BDEs waaronder deze van BDE-209 uit stof. BDE-209 was de minst biotoegankelijke verbinding (10% (niet gevoed) – 20% (gevoed)) in vergelijking met de minder gebromeerde congenen, die waarden hadden tussen 40 en 60%. BDE-209 mag dan wel een lage biotoegankelijkheid hebben, de stof is relevant omdat ze de dominante BDE in lucht is en door het afsplitsen van broom, BDEs vormt die meer biotoegankelijk zijn (Collins 2015).

Tay *et al.* (2017) gebruikten voor stofingestie een absorptie van 4% voor BDE-209 (met verwijzing naar Huwe *et al.* (2008)) in een epidemiologische studie over binnenhuisblootstelling aan vlamvertragers via stofingestie in Noorwegen. 4% is lager dan de hierboven vermelde waarden voor biotoegankelijkheid, wat logisch is aangezien biotoegankelijkheid geen rekening houdt met absorptie.

Voor bodemnormering wordt niet de absolute maar de relatieve biobeschikbaarheid (RBA) vanuit bodem als parameter gebruikt. RBA is de verhouding van de biobeschikbaarheid in een bepaald medium (bodem en stof in het geval van bodemnormering) ten opzichte van de biobeschikbaarheid in een ander medium. De RBA van BDE-209 in binnenhuisstof werd gemeten in een *in vivo* studie met muizen (Pan *et al.*, 2016). De dieren werden blootgesteld aan 0,1 g stof/0,5 ml water. De RBA werd berekend door de absorptie uit stof in water te vergelijken met absorptie uit maïsolie die gespiked was met BDE-209. De RBA van 6 stofstalen was $26,1 \pm 3,8$ - $96 \pm 17,4$ % (de mediaanis 49,9%).

Relatieve biobeschikbaarheid van decaBDE vanuit huisstof en een oplossing in maïsolie werd ook gemeten in ratten die gedurende 21 dagen 1 of 6 $\mu\text{g/kg}$ lg kregen toegediend via de voeding (Huwe *et al.*, 2008). In de groepen met hoge dosis was de retentie in weefsels $4,0 \pm 5,5\%$ voor stof en $4,8 \pm 6,2\%$ voor maïsolie; de RBA was 83% (4/4,8). Inname via huisstof of maïsolie maakte geen verschil voor de absorptie. De studies van Pan *et al.* (2016) en Huwe *et al.* (2008) tonen aan dat de biobeschikbaarheid van decaBDE in stof iets lager is dan deze in maïsolie. De hoogste gemeten RBA is $96\% \pm 17,4$ %.

Voor de bodemnormering wordt een orale RBA vanuit bodem van 0,96 geselecteerd.

6.2.3 Dermale absorptie

In een *in vitro* studie werd de kale huid van muizen gedurende 24 uur blootgesteld aan ^{14}C -decaBDE via een opstelling die diffusie doorheen de huidcellen mogelijk maakte; de toediening gebeurde via een stroming van 6, 30 en 60 nmol over de cellen. Het ^{14}C -decaBDE dat doorheen de cellen diffundeerde werd opgevangen in een receptorvloeistof onder de cellen. Het percentage dat na 24 uur doorheen de cellen diffundeerde was zeer laag (0,07-0,34%). Het meeste van de geabsorbeerde dosis bleef in de cellen zitten. De totale absorptie (in de huid en in de receptorvloeistof) was 20,5%, 3,3% en 1,9% voor de respectievelijke doses van 6, 30 en 60 nmol.

De auteurs geven aan dat de gemeten absorptie mogelijk een overschatting is voor humane dermale absorptie omdat huid van muizen meer doordringbaar is voor verschillende chemische stoffen dan de huid van rat, varken of mens, althans in *in vitro* studies (Hughes *et al.*, 2001).

Er zijn geen humane data beschikbaar, maar op basis van de fysicochemische eigenschappen van decaBDE en de analogie met PCBs veronderstelt ECB (2002) een maximale absorptie van 1%.

6.2.4 Dermale absorptie vanuit water

Er zijn geen literatuurgegevens over dermale absorptie vanuit water. De berekende dermale permeabiliteitscoëfficiënt vanuit water is 0,725 cm/h (DermWin)³⁸.

Voor de bodemnormering wordt een dermale absorptie vanuit water van 0,725 cm/h geselecteerd.

6.2.5 Dermale absorptie vanuit bodem/stof

Er zijn geen literatuurgegevens over dermale absorptie (ABS_d) vanuit bodem of stof. De standaardwaarde voor de fractie dermale absorptie vanuit bodem voor semi-vluchtige organische stoffen (SVOC) in de US-EPA Superfund Risk Assessment Guidance voor dermale blootstelling is 0,1 (US-EPA, 2004). Deze waarde is een gemiddelde van gemeten waarden van SVOCs.

³⁸ [EPI Suite™-Estimation Program Interface | Predictive Models and Tools for Assessing Chemicals under the Toxic Substances Control Act \(TSCA\) | US EPA](#)

Voor de bodemnormering wordt een fractie voor dermale absorptie vanuit bodem/stof van 0,1 geselecteerd.

6.2.6 Distributie

BDE-209 heeft een zeer lage wateroplosbaarheid en een relatieve hoge Kow. Bijgevolg zou men een hoge distributie naar vetweefsel verwachten. Dat is niet het geval, zoals blijkt uit de beschrijving van de studieresultaten hieronder. Na de absorptie van decaBDE, werden de hoogste niveaus gemeten in de bloedrijke weefsels (lever, spieren) en de huid, hoewel ook enige distributie naar bijnieren en nieren is vastgesteld (EFSA, 2011). Systemische verspreiding van metabolieten, de vorm van het molecuul en de hoge molecuulmassa bemoeilijken mogelijk een opname in vetcellen. Dit is anders bij congenen met lager broomgehalte en lagere molecuulmassa, waarvan de hoogste niveaus meestal in het vetweefsel worden gemeten (US-EPA, 2008b).

Humane biomonitoringstudies tonen aan dat decaBDE voorkomt in biologische media. Over de mate van distributie naar en het accumuleren in weefsels zijn geen kwantitatieve data beschikbaar.

BDE-209 was goed voor 50% van de totale PBDE-congeneren die werden gemeten in 50 humane placentastalen in Denemarken (Frederiksen *et al.*, 2009). In het Zuidwesten van Frankrijk werd in 36 van 72 navelstrengbloedstalen BDE-209 aangetroffen (LOD = 0,7 ng/g vet), wat aantoont dat deze stof doorheen de placenta kan migreren (Antignac *et al.*, 2009; 2010).

Gemeten concentraties in moedermelk bedroegen 0,9 ng/g vet (gemiddelde) (1,2% van het totale gemeten PBDE-gehalte) in Texas (Schechter *et al.*, 2003), en 0,8 (gemiddelde) en 0,4 ng/g vet (mediaan) in het Noordwesten van de V.S. en Canada (She *et al.*, 2007). Het feit dat decaBDE in moedermelk wordt gemeten lijkt erop te wijzen dat decaBDE wordt geabsorbeerd, en minstens gedeeltelijk wordt verdeeld naar de melkklier en afgescheiden naar de melk tijdens de lactatie.

In 1988 bedroeg de mediane serumconcentratie bij bloeddonoren in de V.S. <1 pmol/g vet (<1-35 pmol/g vet of $\pm$ <1-35 ng/g vet) (Sjödén *et al.*, 2001). Tien jaar later (1997) werden vergelijkbare concentraties gemeten in Zweedse schoonmaaksters die geen werkgerelateerde blootstelling hadden (Sjödén *et al.*, 1999).

In een Californisch gezin hadden een zuigeling en een vijfjarig kind zeer hoge serumconcentraties (respectievelijk 233 en 143 ng/g vet) in vergelijking met deze van hun moeder en vader (respectievelijk 14 en 23 ng/g vet); de auteurs vermoedden dat huisstof en moedermelk sterk hebben bijgedragen tot de hoge concentraties in de jonge kinderen (Fischer *et al.*, 2006).

Bij Zweedse werknemers uit drie verschillende sectoren met werkgerelateerde blootstelling, werden serumconcentraties gemeten van $\leq 0,3$ -9,9 ng/g. De hoogste concentraties werden gemeten bij werknemers uit de recyclage van elektronische apparatuur; zij werkten bij hoge decaBDE concentraties in de lucht (PBDE's absorberen sterk aan stofdeeltjes in lucht). Een correlatie met leeftijd en visconsumptie (het enige onderzochte voedsel) werd in geen van de drie groepen gevonden (Sjödén *et al.*, 1999).

In de ratstudie van Sandholm *et al.* (2003) werd 6 uur na de orale toediening een gemiddelde maximale plasmaconcentratie (C_{max}) gemeten van 253 ng/g. De resultaten van de intraveneuze toediening gaven een klaring van 0,60 mg/minuut/kg; het feit dat decaBDE werd aangetroffen in het bloed ondersteunt andere studies die een wijde verspreiding naar weefsels hebben vastgesteld.

Zo hebben Morck *et al.* (2003) na toediening van ^{14}C -decaBDE gezien dat 9% van de toegediende dosis nog aanwezig was in het lichaam na 3 en 7 dagen. De isotoop werd gemeten in verschillende organen. De auteurs stelden vast dat decaBDE zich bij voorkeur verspreidt naar plasma en bloedrijke weefsels zoals lever, nieren, het hart en de dunne darmwand, en niet zozeer naar vetrijke weefsels. Ook Huwe and Smith (2007) vonden de hoogste concentraties in lever en het maagdarmkanaal na een orale ratstudie met herhaalde toediening van 0,36 μg decaBDE/dag. In een ratstudie met een dosering van 25 mg/kg voer was de volgorde op basis van de maximale percentages van de dosis die teruggevonden werden in organen en weefsels als volgt: lever>huid>spieren>vet>bloed>darmweefsel>plasma>nieren>longen>milt>hersenen (el Dareer *et al.*, 1987).

De distributie van decaBDE naar neonatale hersenen, hart en lever bij jonge muizen werd bestudeerd in een studie waarbij een eenmalige dosis van 2,22 mg/kg ^{14}C -decaBDE via sonde werd toegediend op dag 3, 10 of 19 na de geboorte (postnatale dosis PND). Op dag 1 en dag 7 na toediening werd de hoeveelheid isotopenlabel gemeten. De hoogste concentraties ^{14}C -decaBDE (gemeten als percentages van de toegediende dosis) werden gevonden in de lever, gevolgd door de hersenen en het hart. Eén dag na toediening was de gemiddelde radioactiviteit in de hersenen op PND 3, 10 en 19 respectievelijk 12,6, 9,4 en 5,8% van de toegediende dosis, terwijl op dag 7 na de toediening de percentages gedaald waren tot respectievelijk 4,8, 4,6 en 0,3%. In de hersenen werd op dag 1 na de toediening 0,5% (PND 3) en 0,4% (PND 10) radioactiviteit gemeten, terwijl deze percentages op de 7^{de} dag na toediening stegen naar 0,7% (PND 1) en 1,1% (PND 10); voor PND 19 was de radioactiviteit 0,06% op zowel dag 1 als dag 7 na toediening. Significante leeftijdsafhankelijke verschillen in verspreiding naar de lever en de hersenen in ontwikkeling werden dus vastgesteld. De distributie naar het hart was minder leeftijdsafhankelijk (Viberg *et al.*, 2003).

In een andere distributiestudie werd ^{14}C -BDE-209 toegediend aan zwangere ratten (Riu *et al.*, 2008). De dieren kregen 2 mg/kg lg/d toegediend via een sonde in een laat stadium van de zwangerschap (dag 16 tot 19). Eén dag na de laatste toediening werd meer dan 19% van de dosis teruggevonden in weefsels en karkassen van de moederdieren, met de hoogste niveaus in de bijnieren, eierstokken en lever; 0,5% van de dosis werd teruggevonden in de foetussen wat erop wijst de BDE-209 doorheen de placenta migreert.

Overdracht van BDE-209 van moederdieren naar foetussen en jonge dieren, werd gekwantificeerd in een studie met ratten die tijdens de zwangerschap en de lactatie werden blootgesteld (Cai *et al.*, 2011); op dag 7 van de zwangerschap (Gestation Day - GD7) en 18 dagen erna (inclusief 3 dagen na de bevalling (PND)) kregen de dieren dagelijks 4,8 mg toegediend via een sonde. GC-MS-analyses van de volledige foetussen en jonge dieren op GD15, GD21 en PND4 toonden een tijdsafhankelijke stijging van de BDE-209 concentratie, van ongeveer 20 $\mu\text{g/g}$ vet (GD15) tot 45 $\mu\text{g/g}$ vet (PND4).

6.2.7 Metabolisatie

Orale en intraveneuze studies suggereren dat decaBDE gemetaboliseerd wordt via oxidatieve dehalogenering tot fenolische metabolieten (polygebromeerde fenoxifenolen) en gehydroxyleerde PBDEs; het wegreageren van broom leidt tot een ganse reeks van nona-, octa- en heptaBDE congenen. Deze vaststellingen zijn gebaseerd op het extensief voorkomen van metabolieten in bloed en feces. De plaatsen van de metabolisatie zijn nog niet ten volle geïdentificeerd, maar de lever en de darmflora zouden hierbij een belangrijke rol spelen (US-EPA, 2008b; EFSA, 2011). Resultaten van een transversale studie met arbeiders uit de rubberproductie die een technisch decaBDE-product gebruikten dat slechts sporen van nona- en octaBDE bevatte, lijken erop te wijzen dat in de mens nona- en octaBDEs worden gevormd na blootstelling aan BDE-209; de arbeiders hadden substantiële concentraties van deze congenen in hun bloed, de mate van de conversie is niet gekend (Thuresson *et al.*, 2006).

6.2.8 Eliminatie

De excretie van decaBDE en zijn metabolieten in ratten gebeurt bijna uitsluitend via de feces en de gal. Minder dan 1% van de dosis wordt verwijderd via de urine; 10% van de radioactiviteit in de feces is afkomstig van uitscheiding via de gal (el Dareer *et al.*, 1987; Hakk *et al.*, 2002; Morck *et al.*, 2003).

Moedermelk is ook een eliminatieroute, zoals aangetoond door Antignac *et al.* (2009), die BDE-209 als belangrijkste congener terugvonden in melk die bij 93 vrouwen werd geïncubeerd tussen de 3^{de} en 6^{de} dag na de bevalling. De transfer van BDE-209 naar melk was 0,16-0,24% in lacterende koeien die waren blootgesteld aan natuurlijk gecontamineerd voer (Porch & Krueger, 2001; Kierkegaard *et al.*, 2007).

De halfwaardetijd ($t_{1/2}$) van decaBDE in bloed van computertechnici die computers herstelden en gedeeltelijk ontmantelden, werd geschat op ongeveer een week (Jakobsson *et al.*, 2002; Sjödin *et al.*, 2003). In het bloed van Zweedse arbeiders met werk gerelateerde blootstelling daalde het decaBDE gehalte in het bloed met 66% na 30 dagen afwezigheid op het werk (Sjödin *et al.*, 1999). In een andere studie met werk gerelateerde blootstelling aan decaBDE, waarbij arbeiders voor, tijdens en na een vakantieperiode werden bemonsterd, bedroeg de $t_{1/2}$ in serum 15 dagen (Thuresson *et al.*, 2006). De $t_{1/2}$ voor het ganse lichaam, die berekend werd met een lineair 1-compartmentmodel was 7 dagen (0,019 jaar) (RIVM, 2006).

Halfwaardetijden in de rat lijken korter te zijn: 8,6 dagen in karkassen (Huwe & Smith, 2007) en 2,5 dagen (terminale $t_{1/2}$) na intraveneuze injectie van BDE-209 (Sandholm *et al.*, 2003).

6.3 Effecten op proefdieren

Orale dierstudies met éénmalige en herhaalde toediening ~~met herhaalde toediening~~ worden hieronder besproken. Een overzicht van de studies wordt gegeven in Tabel 23. De resultaten geven aan dat decaBDE een lage immunotoxische en genotoxische werking en een laag carcinogeen potentieel heeft. DecaBDE heeft nadelige effecten op de ontwikkeling van foetussen en jonge dieren.

Toxiciteitsstudie met inhalatoire blootstelling van proefdieren zijn niet beschikbaar.

6.3.1 Acute toxiciteit

DecaBDE heeft een lage orale en dermale acute toxiciteit. Ratten die werden blootgesteld aan een éénmalige orale dosis van 2000 (vrouwtjes) of 5000 (mannetjes) mg/kg lg overleefden zonder respectievelijk tekenen van toxiciteit of abnormale gewichtstoename (ECB, 2002). In een dermale studie overleefden al de konijnen die werden blootgesteld aan een eenmalige dosis van 2000 mg/kg (ECB, 2002). Ratten die gedurende 1 uur blootgesteld werden aan 2 of 48,2 mg/l in lucht overleefden allemaal. Sommige dieren vertoonden effecten op de ogen of een moeilijke ademhaling maar 14 dagen na de blootstelling waren alle dieren weer normaal (DEPA, 2000; Hardy *et al.*, 2009).

6.3.2 Subchronische en chronische studies

In een subacute studie werden ratten gedurende 14 dagen blootgesteld aan 0, 5000, 10000, 20000, 50000 of 100000 ppm decaBDE in de voeding, wat naar schatting overeenkomt met ongeveer 0, 472, 928, 1846, 4569 of 9326 mg/kg lg/d in mannelijke ratten en 0, 538, 1061, 2137, 5323 of 10853 mg/kg lg/d in vrouwelijke dieren. Het Amerikaanse National Toxicology Program (NTP) onderzocht ook subchronische effecten van decaBDE in ratten, en dit voor een blootstellingsduur van 13 weken. Het voer bevatte 0, 3100, 6200, 12500, 25000 of 50000 ppm decaBDE, wat naar schatting overeenkomt met ongeveer 0, 191, 372, 781, 1536 of 3066 mg/kg lg/d in mannelijke ratten en 0, 238, 504, 967, 1955 of 3944 mg/kg lg/d in vrouwelijke dieren.

In zowel de subacute als de subchronische studie was er geen mortaliteit tijdens de studie. Na afloop vertoonden de dieren geen klinische tekenen van toxiciteit, geen negatief effect op het gemiddelde lichaamsgewicht en geen grote of macroscopische pathologische letsels. De NOAELs werden gelijkgesteld aan de hoogste dosis: dit betekent voor de subacute studie: 9326 mg/kg lg/d voor mannelijke ratten en 10853 mg/kg lg/d voor vrouwelijke ratten, en voor de subchronische studie: 3066 mg/kg lg/d voor mannelijke ratten en 3944 mg/kg lg/d voor vrouwelijke ratten (NTP, 1986b).

Dezelfde subacute en subchronische studie werd door NTP ook uitgevoerd met muizen. In de subacute studie kregen de muizen gedurende 14 dagen 0, 5000, 10000, 20000, 50000 of 100000 ppm decaBDE toegediend via de voeding, wat naar schatting overeenkomt met ongeveer 0, 1027, 2143, 4246, 10536 of 20994 mg/kg lg/d voor de mannelijke muizen en 0, 1146, 2286, 4627, 11348 of 23077 mg/kg lg/d voor de vrouwelijke dieren. In de subchronische muizenstudie met 13 weken blootstelling, bevatte het voer 0, 3100, 6300, 12500, 25000 of 50000 ppm decaBDE, wat naar schatting overeenkomt met ongeveer 0, 666, 1355, 2659, 5278, of 10233 mg/kg lg/d in mannelijke ratten en 0, 702, 1437, 2899, 5687 of 11566 mg/kg lg/d in vrouwelijke dieren.

In de subacute studie was er geen mortaliteit, in de subchronische studie stierven enkel één mannelijk en één vrouwelijke muis uit de 12500 ppm groep. Na afloop van zowel de subacute als de chronische studie vertoonden de muizen geen klinische tekenen van toxiciteit, geen negatief effect op het gemiddelde lichaamsgewicht en geen grote of macroscopische pathologische letsels. De NOAELs werden gelijkgesteld aan de hoogste dosis: dit betekent voor de subacute studie: 20994 mg/kg lg/d voor mannelijke muizen en 23077 mg/kg lg/d voor vrouwelijke muizen, en voor de subchronische studie: 10233 mg/kg lg/d voor mannelijke muizen en 11566 mg/kg lg/d voor vrouwelijke muizen (NTP, 1986b).

6.3.3 Ontwikkelingsstudies

In een orale studie naar ontwikkelingstoxiciteit (volgens de EPA OPP 83-3 richtlijn) werden ratten blootgesteld aan een commercieel mengsel (97,34% decaBDE, 2,66% nonaBDE en octaBDE). De doses die aan vrouwelijke ratten werden gegeven bedroegen 0, 100, 300 of 1000 mg/kg lg/d en werden toegediend van dag 0 tot en met dag 19 van de zwangerschap (Hardy *et al.*, 2002). Alle dieren overleefden de behandeling en de moederdieren vertoonden geen tekenen van toxiciteit. Een marginale stijging van het verlies na het innestelen per moederdier en een lichte daling van het percentage leefbare foetussen per innesteling waren statistisch niet significant.

Er werden geen nadelige effecten waargenomen bij de foetussen na onderzoek van externe effecten, het skelet en de ingewanden. DecaBDE veroorzaakte bijgevolg geen toxiciteit bij de moederdieren en geen ontwikkelingstoxiciteit tot een dosis van 1000 mg/kg lg/d. Deze waarde werd als NOAEL beschouwd US-EPA (2008b).

In een andere orale ontwikkelingsstudie werd BDE-209 toegediend aan ratten van 3 dagen oud (PND3), in een dosis van 0, 6,7 of 20,1 mg/kg lg. Op de leeftijd van 2 maanden werd de impact op de motorische activiteit gemeten wanneer de dieren in een nieuwe omgeving werden gebracht; het patroon van de activiteit was proxy voor de mate van gewenning en werd gemeten gedurende drie sessies van 20 minuten. De test hield rekening met horizontale (voortbewegen), verticale (steigeren) en totale (alle soorten vibraties in de kooi) motorische activiteiten. Er waren geen klinische tekenen van toxiciteit of een wijziging in toename van het lichaamsgewicht of in gewicht op volwassen leeftijd in vergelijking met de controledieren. De controledieren vertoonden een duidelijke afname van de horizontale, verticale en totale motorische activiteit op de leeftijd van 2 maanden, wat wijst op een gewenning aan het nieuwe van de kooi gedurende de 60-minuten durende test. Gewenning wordt gedefinieerd als het vermogen om zich aan te passen aan een nieuwe omgeving en start met initiële exploratie van de omgeving, gevolgd door graduele aanpassing en tenslotte aanvaarding.

In vergelijking met de controledieren vertoonden de ratten met de hoogste blootstelling (20,1 mg/kg lg) significant minder activiteit voor de drie bewegingsvariabelen gedurende de 1^{ste} sessie van 20 minuten, terwijl ze in de 3^{de} sessie (40-60 minuten) duidelijk actiever waren dan de controledieren. De dieren met de lage dosis (6,7 mg/kg lg) vertoonden een significant hogere horizontale activiteit tijdens de 1^{ste} sessie, een significant lagere verticale activiteit tijdens de 1^{ste} en 2^{de} sessie en een significant hogere totale activiteit gedurende de 1^{ste} en de 2^{de} sessie, in vergelijking met de controledieren (Viberg *et al.*, 2007). De LOAEL voor deze studie was 6,7 mg/kg lg (US-EPA, 2008b).

Onmiddellijk na het testen van de motorische activiteit, werd bestudeerd of de wijzigingen in het spontane gedrag van deze volwassen dieren, die op PND3 aan decaBDE waren blootgesteld, effect zou hebben op de ontwikkeling van het cholinergisch systeem³⁹, door de dieren bloot te stellen aan nicotine (een cholinergisch agens⁴⁰) en te kijken of de respons op nicotine zou wijzigen (Viberg *et al.*, 2007). Het effect op controledieren (geen BDE-209, wel nicotine), met BDE-209 behandelde ratten zonder nicotine-injectie (20,1 mg/kg lg BDE-209 op PND3 en injectie met zoutoplossing) en met nicotine-injectie (20,1 mg/kg lg BDE-209 op PND3 en injectie met nicotine) werd vergeleken in 3 sessies van 20 minuten. Zoals verwacht vertoonden de controledieren tijdens de 1^{ste} sessie van 20 minuten (60-80 minuten) een significante toename in hun reactie op nicotine voor de drie variabelen (horizontale, verticale en totale activiteit). De ratten die behandeld waren met BDE-209 en nicotine, vertoonden tijdens de 1^{ste} sessie (60-80 minuten) een significant lagere activiteit voor de drie variabelen dan de ratten die behandeld waren met BDE-209 en een zoutoplossing in plaats van nicotine. De auteurs concludeerden dat neonatale blootstelling aan BDE-209 op PND3 het spontane gedrag van een volwassen dier alsook het cholinergisch systeem aantast. Hun hypothese was dat gelijk welke stof die een deficit veroorzaakt in cholinergische receptoren tijdens de neonatale fase, een hypo-actieve respons op een cholinergische stimulans kan veroorzaken, inclusief bij blootstelling aan een nieuwe omgeving op volwassen leeftijd.

Een gelijkaardige gedragsstudie werd uitgevoerd met pasgeboren muizen om te kijken in hoeverre decaBDE het zich ontwikkelende centrale zenuwstelsel aantast (Viberg *et al.*, 2003). De neurotoxische effecten van decaBDE op het spontane bewegingsgedrag van mannelijke muizen werd onderzocht in mannelijke dieren die een éénmalige orale dosis (0, 2,22 of 20,1 mg/kg lg) kregen toegediend kort na de geboorte (PND3 en PND19); muizen van 10 dagen kregen 0, 1,34, 13,4 of 20,1 mg/kg lg toegediend.

Op de leeftijd van 2, 4 en 6 maanden werden de dieren getest op hun spontane gedrag (voortbewegen, steigeren en totale beweging) gedurende 3 observatiesessies van 20 minuten. De behandeling met BDE-209 veroorzaakte geen klinische tekenen van toxiciteit en de controledieren vertoonden normaal aanpassingsgedrag. Een paarsgewijze vergelijking tussen behandelde en controledieren, toonde aan dat muizen die blootgesteld waren aan de hoogste dosis (20,1 mg/kg lg) op PND3 significante wijzigingen vertoonden in de 3 gedragsvariabelen op de leeftijd van 2, 4 en 6 maanden; het afwijkend gedrag nam toe met de leeftijd. Het enige effect bij muizen met de lage dosis (2,22 mg/kg lg) op PND3 was een significante daling in totale activiteit in de 1^{ste} sessie op de leeftijd van 2 maanden; de totale activiteit keerde terug naar het niveau van de controledieren tijdens de 3^{de} sessie. Op de leeftijd van 4 maanden was er geen verschil voor de drie variabelen tussen de muizen met lage dosis en de controledieren. Op 6 maanden werd bij de dieren met lage dosis een lagere activiteit gezien in het steigeren tijdens de 1^{ste} sessie; deze activiteit keerde terug naar het niveau van de controledieren tijdens de 3^{de} sessie. Muizen die blootgesteld waren aan de hoogste dosis op PND 10 of 19, vertoonden geen enkel significant verschil voor de 3 variabelen, na 2, 4 of 6 maand, ten opzichte van de controledieren.

³⁹ Synapsen (waar neurotransmitters impulsen doorgeven) en zenuwvezels

⁴⁰ Stof die de werking van choline nabootst; choline is een primaire component van de neurotransmitter acetylcholine

Volgens de auteurs lijkt de afwezigheid van effect op de spontane activiteit bij muizen die op PN10 of PN19 behandeld werden te wijzen op het bestaan van een kritisch venster voor de inductie van het verstoren van het geobserveerde gedrag. De NOAEL in deze studie was 2,22 mg decaBDE/kg lg en de LOAEL 20,1 mg/kg lg voor significante veranderingen in spontaan bewegingsgedrag en verminderd aanpassingsvermogen, gemeten als voortbewegen, steigeren en totale activiteit; de verschillen met de controlegroep namen bovendien toe met de leeftijd.

In een latere, gelijkaardige gedragsstudie werd aan neonatale muizen een eenmalige dosis van 0, 1,34, 2,22, 13,4 of 20,1 mg/kg lg toegediend via sonde op PND3 (Johansson *et al.*, 2008). Spontaan motorisch gedrag (bewegen, steigeren, totale activiteit) werden geëvalueerd in een open veld op de leeftijd van 2 en 4 maanden, tijdens 60 minuten (3 intervallen van 20 minuten). Gedrag dat geïnduceerd werd door nicotine, werd geëvalueerd op 4 maanden na een eenmalige subcutane injectie met nicotine of zoutoplossing. Op 2 maanden, was de motorische activiteit (de 3 parameters) significant gedaald in het 1^{ste} interval van 20 minuten bij muizen blootgesteld aan $\geq 2,22$ mg/kg lg. Tijdens het 3^{de} interval waarin de activiteit zou moeten dalen als gevolg van gewenning was de motorische activiteit (de 3 parameters) gestegen in de 13,4 mg/kg lg groep. In de 1,34 mg/kg lg groep werd geen effect gezien. Op 4 maanden werd hetzelfde patroon gezien, behalve dat in de 1,34 mg/kg lg groep een afname van de totale activiteit (maar niet beweging en steigeren) werd gemeten. De mogelijkheid tot gewenning daalde significant in muizen van 2 en 4 maanden.

Op 4 maanden veroorzaakte nicotine een significant lagere activiteit tijdens het 1^{ste} interval in muizen die blootgesteld waren aan $\geq 13,4$ mg/kg lg, in vergelijking met de muizen van dezelfde decaBDE-groep die behandeld waren met een zoutoplossing. In de controlegroep en lagere decaBDE-dosis groepen werd een verhoogde activiteit gemeten ten gevolge van de blootstelling aan nicotine.

In een iets uitgebreidere studie in hetzelfde laboratorium werd 0, 1,34, 5,76 en 13,4 mg/kg lg decaBDE via sonde toegediend aan jonge muizen op PND3 (Buratovic *et al.*, 2014). De bestudeerde effecten waren spontaan gedrag (op de leeftijd van 2 en 4 maanden), effecten op leren en het geheugen (op 5 en 7 maanden, enkel bij mannetjes, door middel van het waterdoolhof van Morris (1984)), neuroproteïnen in de hersenen (op 7 maanden) en gewijzigde gevoeligheid van het cholinergisch systeem (op 2 maanden). Redelijk consistente effecten werden vastgesteld in de tijd en in beide geslachten voor alle parameters, maar de proteïnermarkers in de hersenen waren in mannetjes meer aangetast dan in vrouwtjes. Een verzwakt leergedrag (gemeten in het waterdoolhof van Morris (1984)) werd ook vastgesteld in jongen (PND25) van moederdieren (ratten) die waren blootgesteld aan ≥ 30 mg/kg lg decaBDE gedurende dag 1-14 van de zwangerschap (Chen *et al.*, 2014).

Mariani *et al.* (2015) stelden zwangere muizen gedurende dag 6-9 van de zwangerschap bloot aan 0,03, 0,3, 3 of 30 mg/kg lg/d decaBDE; de hersenen van de GD13 embryo's werden geanalyseerd voor expressie van 3 markkers (2 synapsproteïnen en een merker van onvolwassen neuronen). Bij de laagste dosis was er geen effect, bij 0,3 mg/kg lg was er effect bij 2/3 dieren en bij 3 mg/kg lg was er effect bij 3/3 dieren.

Rice *et al.* (2007) onderzochten de effecten van decaBDE op gedrag en bewegingsactiviteit in muizen die een dosis kregen van 0, 6 of 20 mg/kg lg/d op PNDs 2-15. De onderzoekers ontwikkelden een speciale batterij van te observeren functies (FOB) in pasgeboren muizen, om kooigedrag, reflexen en sensorimotorisch gedrag te evalueren, gemeten op PND 14, 16, 18 of 20. Drie FOB-eindpunten waren beïnvloed door decaBDE: oogreflex (6 en 20 mg/kg lg/d groep op PND 14), sterkte van de greep van de voorpoten (20 mg/kg lg/d mannetjes op PND 14 en 16) en het worstelgedrag tijdens het FOB-hanteren (6 mg/kg lg/d groep op PND 20).

Een mogelijk effect op het voortbewegen werd onderzocht door de dieren in een nieuwe omgeving te brengen gedurende 2 uur op PND70 en op de leeftijd van ongeveer 1 jaar. De voortbewegingsactiviteit op PND70 nam af in vergelijking met de controledieren, maar significant meer bij de mannetjes dan bij de vrouwtjes; decaBDE had geen effect op de voortbeweging bij muizen van 1 jaar. Het effect van BDE-209 op de T₄ gehaltes in serum werd onderzocht op PND21; een dosisgerelateerde daling in T₄-gehalte kwam voor bij de mannetjes en niet bij de vrouwtjes. De LOAEL van de Rice *et al.* (2007) studie was 6 mg/kg lg/d, de laagst geteste dosis, voor een daling in het aantal muizen met oogreflex op PND 14, voor toegenomen worstelgedrag van mannelijke muizen op PND20 en voor effecten op het voortbewegingsgedrag bij mannelijke muizen op PND70. In een opvolgstudie werd een verhoogde impulsiviteit vastgesteld bij jonge (PND 87) en oudere (16 maanden) dieren die blootgesteld werden aan 20 mg/kg lg (Rice *et al.*, 2009).

DecaBDE induceerde langtermijneffecten op het ruimtelijk leren en onthouden (getest met het waterdoolhof van Morris (1984)) in muizen, die afhankelijk waren van leeftijd, geslacht en apoE genotype (een genetische factor die is geassocieerd met verhoogde gevoeligheid voor neurodegeneratieve ziektes); de effecten waren meer uitgesproken bij apoE3 muizen. De dieren werden eenmalig en postnataal blootgesteld (Reverte *et al.*, 2013). Ook in een andere studie met het waterdoolhof werd een verlaagd ruimtelijk leren vastgesteld bij jonge mannelijke muizen (wildtype Tg2576) na orale subacute herhaalde blootstelling via sonde (Heredia *et al.*, 2012).

Deze resultaten lijken aan te tonen dat decaBDE neurotoxisch is tijdens de ontwikkeling van het zenuwstelsel.

6.3.4 Reproductiestudies

DecaBDE toegediend aan ratten of muizen tijdens de zwangerschap en/of postnataal veroorzaakten over het algemeen geen effecten op de reproductie bij dosissen tot 500 mg/kg lg/d (EFSA, 2011).

Effecten van decaBDE op spermafunctie, en DNA-gehalte en histopathologie van de testes werden onderzocht bij muizen die gedoseerd werden met 0, 10, 100, 500 of 1500 mg/kg lg/d op PND 21–70 (Tseng *et al.*, 2006). Het DNA-gehalte en de morfologie van de testes waren niet aangetast. Het enige effect op de bewegingssnelheid van het sperma, was een significante daling in de amplitude van de laterale verplaatsing van de kop (ALH) bij 500 en 1500 mg/kg lg/d. Bovendien hadden muizen uit deze twee groepen een significante daling in spermacellen met hoge membraanpotentiaal in de mitochondriën (MMP); een hoge MMP is gelinkt aan een hogere fertiliteit. De NOAEL in deze studie was 100 mg/kg lg/d en de LOAEL 500 mg/kg lg/d (Tseng *et al.*, 2006). In een andere studie was de LOAEL 10 mg/kg voor schade aan het DNA van sperma en excessieve H₂O₂ productie (negatief gecorreleerd met MMP) door het sperma na *in utero* blootstelling aan decaBDE. Anogenitale afstand, spermakop en testiculaire histopathologie werden significant aangetast in mannelijke dieren die prenataal waren blootgesteld aan 1500 mg/kg (Tseng *et al.*, 2013).

Teratogene effecten werden niet vastgesteld (EFSA, 2011).

6.3.5 Immunotoxiciteit

In een ratstudie werd onderzocht of decaBDE de homeostase van de schildklierhormonen beïnvloedt. Vrouwelijke, gespeende ratten werden blootgesteld aan een dosis van 0, 0,3, 1, 3, 10, 30, 60 of 100 mg/kg lg/d gedurende 4 opeenvolgende dagen. Eén dag na de laatste dosis werden in het serum de gehaltes gemeten van de schildklierhormonen triiodothyroxine (T₃) en thyroxine (T₄), van het schildklierstimulerend hormoon (TSH) en van T₄-uridine difosfaat glucuronyl transferase (T₄-UDPGT), een merker voor leveractiviteit. De korte blootstelling aan decaBDE veroorzaakte geen zichtbare symptomen van toxiciteit, had geen effect op de toename van het lichaamsgewicht, op het relatieve levergewicht, op de niveaus aan T₃, T₄, en TSH of op de leveractiviteit van T₄-UDPGT.

De hoogste toegediende dosis van 100 mg/kg lg/d wordt daarom dan ook als hoogste dosis zonder effect (No Observed Adverse Effect Level, NOAEL) beschouwd (Zhou *et al.*, 2001).

In een 28-dagen studie met ratten, die bedoeld was om de biobeschikbaarheid van BDE-209 te verhogen⁴¹, werden geen wijzigingen in T₄-concentraties in serum gevonden terwijl de T₃-gehaltes enkel waren verhoogd in vrouwtjes bij hoge dosering (BMDL₁₀ 33 mg/kg lg/d) (Van der Ven *et al.*, 2008a).

Rice *et al.* (2007) onderzochten de effecten van decaBDE op T₄ niveaus in serum in muizen die een dosis kregen van 0, 6 of 20 mg/kg lg/d op PND 2-15. Het effect van BDE-209 op de T₄-gehaltes in serum werd onderzocht op PND21; een dosisgerelateerde daling in T₄-gehalte kwam voor bij de mannetjes en niet bij de vrouwtjes. De LOAEL van de Rice *et al.* (2007) studie was 6 mg/kg lg/d, de laagst geteste dosis, voor lagere T₄ niveaus in serum van mannelijke muizen. Andere onderzoekers daarentegen meldden dat postnatale blootstelling van ratten aan BDE-209 (0, 100, 300 of 600 mg/kg lg/d) van PND10 tot PND42 een significante dosisafhankelijke daling van T₃ in serum, stijging in TSH (bij 300 en 600 mg/kg lg/d) en geen wijzigingen in T₄ gehaltes (Lee *et al.*, 2010). Histologisch onderzoek toonde een gedegenerieerd follikelepitheel bij 300 en 600 mg/kg en bij de hoogste dosis een verhoogd gewicht van de schildklier en bijnier. Een daling ($\pm 21\%$ bij 10 mg/kg lg en 1500 mg/kg lg) van het T₃-gehalte in serum, maar niet voor T₄, werd vastgesteld in nakomelingen van muizen die BDE-209 (0, 10, 500 of 1500 mg/kg lg/d) via sonde kregen toegediend van GD0 tot GD17 (Tseng *et al.*, 2008); bij 500 mg/kg lg/d was er geen wijziging in het T₃-gehalte en een niet-significante stijging van T₄. De auteurs suggereren een omgekeerde U-vormige trend. In de 1500 mg/kg lg/d-groep waren er matige veranderingen aan de schildklieren. In een andere studie naar effecten van prenatale blootstelling aan BDE-209 (0, 5, 40 of 320 mg/kg lg/d) op ratten waren T₄-concentraties significant lager in F1 nakomelingen van moederdieren die waren blootgesteld op PND42 en de daling was meer uitgesproken in de groep met de hoogste dosis. Mannelijke F1-nakomelingen van de groep met hoogste dosis (320 mg/kg lg/d) hadden een significant lager lichaamsgewicht. Eveneens werd een significante stijging van het gewicht van de schildklier en een daling van het gewicht van de bijnieren vastgesteld in de groep met de hoogste dosis (Kim *et al.*, 2009).

Schildklierhormonen zijn essentieel voor de prenatale ontwikkeling van het brein. Toediening van een stof met antischilddklierwerking resulteert in het zich onvolledig ontwikkelen van de witte materie die deel uitmaakt van de beschermende, vette laag rondom de zenuwen. Het effect van blootstelling aan decaBDE tijdens de ontwikkelingsfase op het ontwikkelen van die witte stof, werd onderzocht met behulp van genexpressie-analyse van de genen Vimentin⁺ en Ret⁺ die specifiek zijn voor bepaalde cellen in de witte materie (Fujimoto *et al.*, 2013).

Ratten werden blootgesteld aan 0, 10, 100 of 1000 ppm decaBDE in het voeder vanaf de 10^e dag van de zwangerschap (GD10) tot PND20. Immunoreactieve celpopulaties die responderen met ontwikkelingshypothyroïdie (gekwantificeerd door de verhoogde genexpressie te meten van Vimentin⁺ en Ret⁺) namen toe in de witte materie bij respectievelijk ≥ 100 ppm en ≥ 10 ppm.

6.3.6 Levertoxiciteit

In een 28d-studie werden ratten via sonde blootgesteld aan decaBDE, en het meest gevoelige effect in de lever was inductie van enzymen CYP1A en CYP2B die betrokken zijn het metaboliseren van medicijnen; de BMDL₁₀ was 0,5-0,7 mg/kg lg/d voor een effectstijging van 10% (Van der Ven *et al.*, 2008a) (EFSA, 2011). Wijzigingen in het metabolisme voor medicijnen zouden een rol spelen in de daling aan T₄.

⁴¹ omdat volgens de auteurs in vroegere toxiciteitsstudies blootstellingsmethodes met lage biobeschikbaarheid werden gebruikt waardoor het reële gevaar mogelijk werd onderschat

Deze BMD₁₀, afgeleid door Van der Ven *et al.* (2008a), werd door EFSA niet weerhouden in de discussie over het te selecteren eindpunt, vermoedelijk omdat voor een ander eindpunt in dezelfde studie de verhouding BMD/BMDL zeer groot was (groot betrouwbaarheidsinterval). In een andere studie naar levereffecten werden vrouwelijke ratten blootgesteld aan 10, 100 of 1000 mg decaBDE/kg lg/d gedurende 7, 14, 21 of 28 dagen (Bruchajzer *et al.*, 2010). Na 21 dagen, maar niet na 7, 14 en 28 dagen, was het gehalte aan glutathion (GSH) in de lever gestegen bij de laagste concentratie (10 mg/kg lg/d). DecaBDE veroorzaakte een marginale inductie van de enzyme-activiteit van EROD en PROD⁴² in de lever.

In een onderzoek naar het mechanisme achter de door decaBDE geïnduceerde verstoring van de glucosehomeostase, werden ratten blootgesteld aan 0, 0,05, 1 of 20 mg/kg lg/d gedurende 8 weken (Zhang *et al.*, 2013). Het relatieve levergewicht daalde met 9% bij 1 en 20 mg/kg lg/d. Volgens de bloedparameters bleek het glucosegehalte het meest gevoelige gemeten eindpunt te zijn. De glucosehomeostase was verstoord omdat de glucosegehalten in serum toenamen met 12, 18 en 21% bij respectievelijk 0,05, 1 of 20 mg/kg lg/d. De hoeveelheid insuline in het serum daalde met 50-60% bij 1 en 20 mg/kg lg/d; morfologische veranderingen in de pancreas (vervaagde grenzen tussen de cellen van de eilandjes van Langerhans, die insuline produceren) bij 1 en 10 mg/kg lg/d waren consistent met de vaststellingen van het lager insulinegehalte. Ook werd de impact op de volgende plasmamerkers voor oxidatieve stress gemeten: malondialdehyde (MDE), gereduceerd glutathion (GSH) en superoxidase dismutase (SOD); merkers voor oxidatieve stress zijn van nature voorkomende stoffen die oxidatieve stress in cellen voorkomen (natuurlijk proces) of bestrijden (bij blootstelling aan externe factoren die oxidatieve stress veroorzaken). Oxidatieve stress kan leiden tot celdood. In de blootgestelde ratten was de plasma-activiteit van SOD significant verhoogd in alle groepen en deze van GSH significant verlaagd bij 1 en 20 mg/kg lg/d.

Terwijl in deze studie BDE-209 hyperglycemie veroorzaakte als gevolg van een ontregelde glucosehomeostase, werd in een andere studie hypoglykemie waargenomen als gevolg van een ontregelde glucosehomeostase (Sarkar & Singh, 2017). In deze muizenstudie werd het effect van blootstelling van jongen tijdens de lactatie onderzocht op het overleven van kiemcellen in relatie tot testiculaire glucosehomeostase tijdens de prepuberale fase. Moederdieren kregen 500 of 700 mg/kg lg/d BDE-209 toegediend tijdens PND 0 tot PND 28. De blootstelling van de jongen via de moedermelk tastte het overleven van kiemcellen aan; deze verhoogde apoptose (celdood) was voornamelijk het gevolg van een gereduceerd testiculair glucosegehalte tijdens de prepuberale fase bij de nakomelingen, met een downregulatie van de genen voor glucosetransporters GLUT3 en GLUT8, die het glucosetransport doorheen het plasmamembraan faciliteren. Glucosemetabolisme en -opname in de testes zijn essentieel voor het overleven van testescellen. Het lijkt erop dat deze gewijzigde glucosehomeostase het gevolg is van een verhoogde oxidatieve stress en een verhoogd oestrogeengehalte in de testescellen.

Deze studie vertoonde geen dosis-effectrelatie voor verschillende reproductieparameters in prepuberale nakomelingen; de laagste dosis (500 mg/kg lg/d) vertoonde een relatief meer uitgesproken effect in de testes van muizen dan de hoogste dosis (700 mg/kg lg/d). Dit was ook het geval in een andere muizenstudie met subcutane injectie van verschillende BDE-209 doses, waarbij de laagste dosis (0,025 mg/kg lg/d) een nadelig effect had op meerdere mannelijke reproductie-eindpunten en de hogere dosis (2,5 mg/kg lg/d) niet; volgens de auteurs treedt mogelijk een verschillend werkingsmechanisme in werking bij lage en hoge dosis decaBDE (Miyaso *et al.*, 2014).

⁴² 7-ethoxyresorufin O-de-ethylase (EROD) en pentoxyresorufin O-de-ethylase (PROD) in levermicrosomen

Tabel 23: Orale toxiciteitsstudies met proefdieren

Species	Route	Toediening	Dosis (mg/kg lg/d) ⁴³	Effect	NOAEL	LOAEL	Referentie
Rat	oraal	eenmalig	2000 mg/kg (vrouwtjes) en 5000 mg/kg (mannetjes)	Geen letaliteit, geen tekenen van toxiciteit of abnormale gewichtstoename	2000 mg/kg (vrouwtjes) en 5000 mg/kg (mannetjes)	-	ECB (2002)
Rat, vrouwelijk (V)	sonde	1, 4, 21 of 28 dagen	10, 100 of 1000	Inductie van EROD en PROD in de lever	-	10 mg/kg lg/d	Bruchajzer <i>et al.</i> (2010)
Rat	sonde	8 weken	0, 0,05, 1 of 20	Stijging van het glucosegehalte in serum; daling van het insulinegehalte; verhoging oxidatieve stress	-	0,05 mg/kg lg/d	Zhang <i>et al.</i> (2013)
Muizen	sonde	PND 0-28	500 of 700	Verminderd glucosegehalte in testes van prepuberale nakomelingen; verhoging oxidatieve stress	-	500 mg/kg lg/d	Sarkar and Singh (2017)
Muizen	subcutane injectie	PND 1-5	0,025, 0,25 of 2,5	Lager testosterongehalte (niet bij hoogste dosis), kleinere testes en ontregelde spermatogenese (enkel bij laagste dosis)	-	0,025 mg/kg lg/d	Miyaso <i>et al.</i> (2014)
Rat	sonde	4 dagen	0, 0,3, 1, 3, 10, 30, 60 of 100	Geen effect op lichaamsgewicht, levergewicht of T ₃ en T ₄ niveaus	100 mg/kg lg/d	-	Zhou <i>et al.</i> (2001)
Rat	sonde	28 dagen	1,9, 3,8, 7,5, 15, 30, 60 ^(a)	V: stijging T ₃ in serum; Mannetjes (M): geen effect; Inductie leverenzymen (CYP1A en CYP2B en mRNAs	60 mg/kg lg/d (T ₄)	BMDL ₁₀ 33 mg/kg lg/d (T ₃); BMDL ₁₀ 0,5-0,7 mg/kg lg/d (leverenzymen)	Van der Ven <i>et al.</i> (2008a)
Rat	voeding	14 dagen	M: 0, 472, 928, 1846, 4569 of 9326; vrouwtjes V: 0, 538, 1061, 2137, 5323 of 10853	Geen	M: 9326 mg/kg lg/d; V: 10853 mg/kg lg/d	-	NTP (1986b)
Rat	voeding	13 weken	M: 0, 191, 372, 781, 1536 of 3066; V: 0, 238, 504, 967, 1955 of 3944	Geen	M: 3066 mg/kg lg/d; V: 3944 mg/kg lg/d	-	NTP (1986b)
Muizen	voeding	14 dagen	M: 0, 1027, 2143, 4246, 10536 of 20994; V: 0, 1146, 2286, 4627, 11348 of 23077	Geen	M: 20994 mg/kg lg/d; V: 23077 mg/kg lg/d	-	NTP (1986b)

⁴³ tenzij anders is aangegeven

Species	Route	Toediening	Dosis (mg/kg lg/d) ⁴³	Effect	NOAEL	LOAEL	Referentie
Muizen	voeding	13 weken	M: 0, 666, 1355, 2659, 5278, or 10233; V: 0, 702, 1437, 2899, 5687 of 11566	Geen	M: 10233 mg/kg lg/d; V: 11566 mg/kg lg/d	-	NTP (1986b)
Rat	voeding	103 weken	M: 0, 1120 of 2240; V: 0, 1200 of 2550	M: stijging incidenties trombose, leverdegeneratie, miltfibrose en hyperplasie van de lymfeknopen van de kaak; M en V: neoplastische levernodules (bij V enkel bij hoge dosis)	M: 1120 mg/kg lg/d; V: 2550 mg/kg lg/d	M: 2240 mg/kg lg/d; V: -	NTP (1986b)
Muizen	voeding	103 weken	M: 0, 3200 of 6650; V: 0, 3760 of 7780	M: stijging incidenties levercarcinomen en -adenomen, leverhypertrofie en, schildklierhyperplasie; V: stijging incidenties maagzweren	M: - V: 3760 mg/kg lg/d	M: 3200 mg/kg lg/d; V: 7780 mg/kg lg/d	NTP (1986b)
Muizen (M)	sonde	PNDs 21–70	0, 10, 100, 500 of 1500	Daling in de amplitude van de laterale verplaatsing van de spermakop en daling in membraanpotentiaal in de mitochondriën van spermacellen	100 mg/kg lg/d	500 mg/kg lg/d	Tseng <i>et al.</i> (2006)
Rat (V)	sonde	dag 0-19 van de zwangerschap	0, 100, 300 of 1000	Geen significante effecten bij de moederdieren en geen effecten op de ontwikkeling	1000 mg/kg lg/d	-	Hardy <i>et al.</i> (2002)
Rat	sonde, 1 dosis	3 ^{de} dag na de geboorte	0, 6,7 of 20,1 mg/kg	Dosisgerelateerd effect op gewenning (gemeten als motorische activiteit) op de leeftijd van 2 maanden	-	6,7 mg/kg	Viberg <i>et al.</i> (2007)
Muizen (M)	sonde, 1 dosis	dag 3, 10 of 19 na de geboorte (PND3, 10, 19)	0, 2,22 of 20,1 mg/kg (PND 3 of 19); 0, 1,34, 13,4 of 20,1 mg/kg (PND 10)	Dosisgerelateerd effect op gewenning (gemeten als motorische activiteit) op de leeftijd van 2, 4 en 6 maanden, na blootstelling aan 20,1 mg/kg op PND3	2,22 mg/kg	20,1 mg/kg	Viberg <i>et al.</i> (2003)
Muizen	micropipet	PND 2-15	0, 6 of 20	Daling in oogreflex, verhoogd worstelgedrag, effecten op sterkte van de greep en effecten op voortbewegingsactiviteit; daling van T ₄ in M	-	6 mg/kg lg/d	Rice <i>et al.</i> (2007)
Muizen	micropipet	PND 2-15	0, 6 of 20	Verstoord leergedrag in oude (6 maand) maar niet in jonge (3 maand) dieren; impulsiviteit bij hoge dosis (20 mg/kg)	-	6 mg/kg lg/d	Rice <i>et al.</i> (2009)

Species	Route	Toediening	Dosis (mg/kg lg/d) ⁴³	Effect	NOAEL	LOAEL	Referentie
Rat	voer	GD 10 – PND 20	0, 10, 100 of 1000 ppm in voer	Omkeerbare histopathologische wijzigingen in lever (M) en nieren (V) in jonge dieren; niet omkeerbare effecten op de neurologische ontwikkeling	-	0,7-2,4 mg/kg lg/d (lever/nieren) ⁴⁴ ; 7-23 mg/kg lg/d (neurologische effecten)	Fujimoto <i>et al.</i> (2011)
Rat	sonde	GD 1 - 14	≥30	Verstoord leergedrag (doolhof)	-	30 mg/kg lg/d	Chen <i>et al.</i> (2014)
Pasgeboren muizen	sonde	PND3	0, 1,34, 2,22, 13,4 of 20,1 mg/kg	Verstoord aanpassingsvermogen (gedrag)	1,34 mg/kg	2,22 mg/kg	Johansson <i>et al.</i> (2008)
Muizen	sonde	GD 0-17	10, 500, 1000	Geen wijzigingen in T ₄ niveaus in nakomelingen; daling T ₃ in serum in volwassen nakomelingen (M) van moederdieren uit de 10 en 1500 mg/kg lg/d-groep	1500 mg/kg lg/d (T ₄)	10 mg/kg lg/d (T ₃)	Tseng <i>et al.</i> (2008)
Rat (V)	sonde	GD 6-18	5, 40, 320	Daling serumvrije T ₄ gehalten in vrouwelijke nakomelingen op PND42 (bij 320 mg/kg); verhoogde TSH in nakomelingen op PND42 (bij 320 mg/kg); ; lager lichaamsgewicht, hoger gewicht van schildklier en lager gewicht bijniere (bij 320 mg/kg); geen effect op testosteron niveau in F1; lagere gehalten oestradiol enkel bij 5 mg/kg	40 mg/kg lg/d	320 mg/kg lg/d	Kim <i>et al.</i> (2009)
Rat	sonde	PND 10-42	100, 300, 600	Daling in T ₃ (dosisafhankelijk); stijging van TSH (300 en 600 mg/kg); geen wijzigingen in T ₄ ; folliculaire degeneratie in schildklier (300 en 600 mg/kg); verhoogd gewicht van schildklier en bijniere	100 mg/kg lg/d (T ₃) 300 mg/kg lg/d (TSH)		Lee <i>et al.</i> (2010)
Rat (V)	voeder	GD10–PND20	0, 10, 100 of 1000 ppm in voeder	Nadelig effect op de schildklier: stijging van celpopulaties die wijzen op hypothyroïdie, gemeten via genexpressie	-	≥100 ppm in voer (Vimentin ⁺) en ≥10 ppm (Ret ⁺)	Fujimoto <i>et al.</i> (2013)

⁴⁴ ATSDR (2017) vermeldt 2 mg/kg lg/d

6.3.7 Genotoxiciteit

DecaBDE was niet mutageen in de volgende *in vitro* studies met en zonder metabolische activatie, die uitgevoerd werden door NTP (1986b):

- bacteriële genotoxiciteitstesten met *Salmonella typhimurium*,
- test met lymfocytcellen van muizen, met en zonder metabolische activatie en
- inductie van zusterchromatidenuitwisseling en chromosoomaberratie in ovariumcellen van Chinese hamsters, met en zonder metabolische activatie.

In een reproductiestudie waarin ratten werden blootgesteld aan concentraties tot 100 mg/kg lg/d, waren de resultaten voor cytogenese in het beenmerg van zowel de ouderdieren als de gespeende nakomelingen negatief (Norris *et al.*, 1975).

DecaBDE was positief in aanwezigheid van metabolische activatie in de volgende *in vitro* testen (ATSDR, 2017):

- Komeetttest voor DNA-schade
 - met humane darmkankercellen (Curcic *et al.*, 2014), en
 - met humane neuroblastoomcellen (tumoren in zenuwweefsel) (Pellacani *et al.*, 2012).

6.3.8 Carcinogeniteit

NTP onderzocht de relatie tussen orale inname van decaBDE en de ontwikkeling van tumoren bij ratten en muizen. Ratten werden gedurende 103 weken blootgesteld aan 0, 25000 of 50000 ppm decaBDE in het voer, wat naar schatting overeenkomt met 0, 1120 of 2240 mg/kg lg/d voor mannelijke ratten en 0, 1200 of 2550 mg/kg lg/d voor vrouwelijke dieren (NTP, 1986b).

Meerdere non-neoplastische wijzigingen werden vastgesteld in de lever (verhoging van trombose-incidenties: 1/50, 0/50, 9/49) in hoog-gedoseerde maar niet in laag gedoseerde ratten. Een dosis-afhankelijke, maar statistisch niet-significante stijging van de incidentie van leverdegeneratie werd vastgesteld in mannelijke ratten (13/50, 19/50 en 22/49 bij respectievelijk controle, lage en hoge dosis). De vrouwtjes vertoonden geen leverdegeneratie. De milt van de mannelijke ratten vertoonde een dosisafhankelijke, verhoogde incidentie van fibrose, bij lage en hoge dosis, maar enkel voor de hoogste dosis was deze relatie statistisch significant. De lymfeknoop van de onderkaak vertoonde een verhoogde dosis-afhankelijke hyperplasie bij de controles en de lage en hoge dosis; enkel in de hoge dosis was de relatie statistisch significant. Bij de vrouwelijke ratten werd geen hyperplasie van de lymfe vastgesteld.

De incidentie van neoplasie vertoonde een duidelijke stijging, en meerdere organen en weefsels waren aangetast. Er was een dosis-afhankelijke stijging in de incidentie van neoplastische nodules (knobbels) in de levers van zowel mannelijke als vrouwelijke ratten. De incidenties waren 1/50, 7/50 en 15/49 bij de mannetjes en 1/50, 3/49 en 9/50 bij de vrouwtjes; de incidenties waren statistisch relevant voor beide doses in de mannetjes en voor de hoogste dosis bij de vrouwtjes. Sinds de NTP-studie van 1986 is de terminologie in het NTP-lexicon veranderd; de neoplastische levernodules gelijkstellen aan leveradenomen zou een conservatieve interpretatie van de data zijn (US-EPA, 2008b). De lichte stijging van mononucleaire cel-leukemie en hepatocellulaire carcinomen waren respectievelijk biologisch niet significant en niet stof-gerelateerd. Ook andere vastgestelde tumoren, zoals in de milt, pancreas, oorsmeerklaren en beenderen, werden beschouwd als niet significant.

De resultaten van de NTP (1986b) studie geven aan dat decaBDE bij de hoogste dosis, niet-neoplastische veranderingen veroorzaakte bij de mannetjes, inclusief trombose en degeneratie van de lever, fibrose in de milt en hyperplasie in de lymfeknopen van de kaak.

Een dosis-afhankelijke stijging van de incidentie van niet-kwaadaardige tumoren (neoplastische nodules) in de lever van mannetjes en vrouwtjes leveren enige evidentie voor de carcinogeniteit van decaBDE. Op basis van deze resultaten, bedragen de NOAEL voor systemische toxiciteit 1120 mg/kg lg/d en de LOAEL 2240 mg/kg lg/d voor de mannetjes. De vrouwtjes bleken minder gevoelig te zijn in deze studie, de NOAEL voor systemische toxiciteit bedraagt 2550 mg/kg lg/d, een LOAEL werd niet afgeleid voor de vrouwtjes (US-EPA, 2008b).

Een gelijkaardige studie, met dezelfde duur en dosering werd uitgevoerd met muizen. De doses in het voer kwamen naar schatting overeen met 0, 3200 of 6650 mg/kg lg/d voor de mannelijke en 0, 3760 of 7780 mg/kg lg/d voor vrouwelijke dieren (NTP, 1986b). De studie toonde aan dat decaBDE enkel bij mannetjes levergranulomen (8/50, 22/50 en 12/50), leverhypertrofie (0/50, 34/50 en 32/50) en follikelcel-hyperplasie in de schildklier (2/50, 10/50 en 19/50) veroorzaakte, en enkel bij vrouwtjes maagzweren (1/50, 1/50 en 8/50). De mannelijke muizen, maar niet de vrouwelijke, vertoonden een statistische significante stijging van de incidentie van leveradenomen (4/50, 12/50 en 12/50) en carcinomen (5/50, 14/50 en 8/50) bij lage dosis, maar niet bij hoge dosis. Op basis van de effecten in de mannelijke dieren met de hoogste dosis, kon geen NOAEL voor systemische effecten worden afgeleid voor de mannetjes. De vrouwtjes bleken minder gevoelig te zijn voor systemische toxiciteit; een NOAEL van 3760 mg/kg lg/d en een LOAEL van 7780 mg/kg lg/d voor de stijgende incidentie van maagzweren, werden afgeleid.

In de studie van Kociba *et al.* (1975a) werden ratten blootgesteld aan decaBDE in hun voer gedurende 100-105 weken; het decaBDE bevatte 21,8% nonaBDE en sporen (0,8%) van octaBDE. De doses waren 0, 0,01, 0,1 of 1 mg/kg lg/d. Er werden geen nadelige effecten vastgesteld, inclusief geen wijziging in tumorincidentie. IARC (1990a) stelt wel dat de doses in deze studie zeer laag zijn (EFSA, 2011). Volgens Hardy *et al.* (2009) voldeed het aantal dieren niet aan de vereisten van een standaard chronische carcinogeniteitsstudie. MacGregor (1992) berekende een TD50⁴⁵ van 2220 mg/kg lg/d voor mannelijke ratten, wat wijst op een zeer laag kankerpotentieel (ECB, 2002).

6.4 Effecten op mensen

De epidemiologische studies die zich toespitsten op decaBDE-niveaus in arbeiders met werkgerelateerde blootstelling of humane biologische media (zie 6.2) hebben niet gekeken naar mogelijke gezondheidseffecten. Het aantal humane studies is beperkt.

6.4.1 Schildklierhormonen

Hyperthyroidie wordt gekenmerkt door hogere serumgehalten van vrij T₄ en T₃, en lagere gehalten van TSH (EFSA, 2011). Arbeiders die werkten in de recyclage en ontmanteling van elektronisch afval hadden significant lagere gehalten aan TSH dan een controlegroep. Analyses van 6 BDE-congeneren toonden dat er voor sommige congenen, maar niet voor BDE-209, een positieve relatie was met T₄ (Wang *et al.*, 2010). ATSDR refereert naar een aantal humane studies en concludeert dat er geen afdoend bewijs is voor verstoring van de schildklierhormonen bij de mens (ATSDR, 2017).

6.4.2 Diabetes

De associatie tussen blootstelling aan PBDE en diabetes werd geëvalueerd in enkele humane studies. Een analyse van transversale NHANES⁴⁶-data toonde een significante associatie tussen BDE-153 in serum en de kans op diabetes; dit gold niet voor een aantal andere BDEs en BDE-209 werd niet beoordeeld.

⁴⁵ Chronische dosis die bij de helft van de dieren tumoren zou veroorzaken binnen de standaard levensduur van de species

⁴⁶ National Health and Nutrition Examination Survey of the Centers for Disease Control and Prevention of the USA

Eenzelfde patroon werd gevonden voor het verhoogd voorkomen van zwangerschapsdiabetes (wel bij BDE-153, niet bij andere BDEs, BDE-209 werd niet beoordeeld). Andere studies vonden dan weer geen relatie tussen PBDE-concentraties (BDE-209 werd niet beoordeeld) en diabetes in volwassenen van Wisconsin en ouderen in Finland en Zweden (referenties in ATSDR (2017)).

6.5 Overzicht van beschikbare toxicologische referentiewaarden

Een overzicht van toxicologische referentiewaarde die door verschillende instanties zijn afgeleid is opgenomen in Tabel 25 voor niet-carcinogene effecten en in Tabel 26 voor carcinogene effecten. De afleiding van deze waarden en de studies die eraan ten gronde liggen worden hieronder besproken.

EFSA (2011)

Volgens het expertenpanel van EFSA (CONTAM⁴⁷) werden de meeste toxicologische studies uitgevoerd met een verschillend experimenteel design, met eenmalige of herhaalde dosissen gedurende de zwangerschap, postnataal of tijdens de volwassen leeftijd. De meeste studies hebben een beperkt aantal dosissen en zijn niet uitgevoerd volgens standaardrichtlijnen.

De stijging in leveradenomen in ratten en leveradenomen en -carcinomen in muizen zijn volgens EFSA te herleiden tot een secundair werkingsmechanisme, dus werden de NTP (1986b) studies niet weerhouden voor het afleiden van een toxicologische referentiewaarde.

Effecten op de lever werden ook niet meegenomen in de beoordeling omdat de LOAELs/NOAELs werden gebaseerd op inductie van microsomale leverenzymen (CYPs): het expertenpanel was van oordeel dat deze vroege indicatoren, die niet nadelig zijn, niet de basis konden vormen voor de humane risicobeoordeling van PBDEs.

Op basis van de informatie uit dierproeven over de verstoring van de homeostase van de schildklierhormonen en neurologische ontwikkeling, wat gedrag kan beïnvloeden, heeft CONTAM de toxicologische referentiewaarde afgeleid. Ondanks de beperkingen en onzekerheden van deze studies met een éénmalige dosis, zag CONTAM ook argumenten vóór het gebruiken van deze studies bij het afleiden van een toxicologische referentiewaarde:

- Deze studies geven de laagste doses met effect (nl. voor gedragsneurologische effecten)
- Het feit dat effecten werden waargenomen geeft aan dat de studies de gevoelige periode voor neurologische ontwikkeling in proefdieren omvatten

Op basis van deze argumenten besloot EFSA om, bij wijze van uitzondering, voor een aantal BDEs studies met éénmalige dosis te gebruiken als basis voor de toxicologische waarde voor de humane risicobeoordeling.

Op basis van effecten op de homeostase van de schildklierhormonen, neurologisch gedrag, spermakwaliteit en reproductie in orale dierproeven heeft EFSA benchmark dose (BMD) waarden afgeleid, gebaseerd op een benchmark respons van 10% (BMD₁₀). De BMDL₁₀ is de lage grens van het betrouwbaarheidsinterval van BMD₁₀. De waarden en de eindpunten waarop ze zijn gebaseerd zijn opgenomen in Tabel 24.

Tabel 24: BMD₁₀-waarden voor kritische effecten van decaBDE

Kritisch eindpunt	BMD ₁₀ µg/kg lg	BMDL ₁₀ µg/kg lg	Referentie
Muizen, totale activiteit	16800	9400	Viberg <i>et al.</i> (2003)
Muizen, totale activiteit	3200	1700	Viberg <i>et al.</i> (2007)
Muizen, T ₄ gehalte in serum	11500	6800	Rice <i>et al.</i> (2007)

⁴⁷ Panel on Contaminants in the Food Chain

Het kritische eindpunt dat geselecteerd werd, was de ontwikkeling van het zenuwstelsel in muizen, wat het totale gedrag beïnvloedt. De BMDL₁₀ is 1700 µg/kg lg. Deze waarde is lager dan de N(L)OAEs voor andere toxische eindpunten zoals homeostase van schildklierhormonen of effecten op de lever (Tabel 23).

Omdat de t_{1/2} in dieren en mensen vergelijkbaar is, kan de externe dosis (BMDL₁₀) van dierstudies ook gebruikt worden voor humane risicobeoordeling.

Maar omwille van de beperkingen van en de onzekerheden in de toxicologische databank, was volgens EFSA het afleiden van een gezondheidgebaseerde referentiewaarde niet de geschikte methode; er werd geopteerd voor een blootstellingsmarge (margin-of-exposure, MOE) benadering. Voeding wordt door EFSA beschouwd als belangrijkste blootstellingsbron. De meest gevoelige subgroep zijn jonge kinderen (1-3 jaar) in de groep met hoge consumptie (P95), met een maximale upper-bound (UB) opname via voeding⁴⁸ van **17,6 ng/kg lg/d**. Voor deze groep is de MOE⁴⁹ gelijk aan 97000 (1700 µg.kg⁻¹d⁻¹/0,0176 µg.kg⁻¹d⁻¹); voor de andere groepen in de populatie is de MOE nog hoger. Voor niet-genotoxische stoffen wordt een **MOE van 100** als voldoende beschouwd, bestaande uit 10 (3,2*3,2) voor intraspeciesverschillen en 10 voor interspeciesverschillen (4 voor kinetische en 2,5 voor dynamische verschillen tussen proefdieren en mensen). De MOE's van BDE-209 geven bijgevolg geen aanleiding tot bezorgdheid voor de gezondheid als gevolg van blootstelling aan BDE-209 via voeding.

ECB (2002)

Het EU-Risk Assessment Report (RAR) schat de inname door de mens via de omgeving op 8-12 µg/kg lg/d, van zowel lokale als regionale bronnen. Een NOAEL van **1120 mg/kg lg/d** werd bepaald op basis van een chronische (2 jaar) orale ratstudie (NTP, 1986b). Omdat blootstelling via het milieu voornamelijk gebeurt via voeding (wortelgewassen), gebruikt ECB deze NOAEL als dusdanig in de vergelijking met de humane inname. De veiligheidsmarge (margin of exposure, MOE) is **93333**. Deze marge is voor het ECB voldoende om geen reden te zien tot bezorgdheid.

ATSDR (2017)

ATSDR heeft een **acute** orale toxicologische toetsingswaarde (minimal risk level, MRL) afgeleid van **0,01 mg/kg lg/d**. Deze waarde is gebaseerd op de studies van Johansson *et al.* (2008) en Buratovic *et al.* (2014). In de eerste studie werd een NOAEL bepaald van 1,34 mg/kg en een LOAEL van 2,22 mg/kg lg voor een patroon van niet-aanpassing van het gedrag (nl. lagere activiteit in de 1^{ste} observatieperiode en hogere activiteit in de laatste periode).

Het feit dat na 4 maanden de totale activiteit was gedaald in het 1^{ste} interval bij de 1,34 mg/kg groep, was voor de auteurs niet voldoende om een LOAEL van 1,34 mg/kg lg af te leiden; het profiel van niet-gewenning, ondersteund door meerdere andere studies, was een sterkere basis voor de bepaling van de NOAEL/LOAEL. In de tweede studie (Buratovic *et al.*, 2014) werd een NOAEL bepaald van 1,34 mg/kg lg en een LOAEL van 5,76 mg/kg lg voor een patroon van niet-aanpassing van het gedrag (lagere activiteit vroeg in de 1^{ste} observatieperiode en hogere activiteit laat in de laatste periode). Net zoals bij Johansson *et al.* (2008) en omwille van dezelfde redenen werd 1,34 mg/kg lg niet weerhouden als LOAEL. De onzekerheidsfactor is 100 (voor inter- en intraspeciesvariabiliteit).

ATSDR heeft een **intermediaire** orale MRL afgeleid van **0,0002 mg/kg lg/d**. Deze waarde is gebaseerd op de studie van Zhang *et al.* (2013), waarin een stijging met 12% van de glucosespiegel in serum werd vastgesteld bij blootstelling van ratten aan de laagste dosis (0,05 mg/kg lg/d = LOAEL) gedurende 80 dagen.

⁴⁸ Berekend voor 6 categorieën: vis en schaal- en schelpdieren, vlees en vleesproducten, dierlijke en plantaardige vetten en oliën, melk en zuivelproducten, eieren en eiproducten, producten voor speciaal nutritioneel gebruik en voeding voor peuters en kleine kinderen

⁴⁹ MOE = chronische orale referentiewaarde voor nadelig effect bij dagelijkse inname / dagelijkse inname via voeding

De onzekerheidsfactor is 300 (100 voor inter- en intraspeciesvariabiliteit en 3 voor het gebruik van een minimale LOAEL). De wijziging in het glucosegehalte wordt beschouwd als een minimale LOAEL omdat het onduidelijk is of de grootte van de stijging een biologisch nadelig effect vertegenwoordigt; maar ATSDR beschouwt de stijging als deel van een spectrum van effecten die indicaties zijn voor een gewijzigde insulinehomeostase en pancreastoxiciteit, waaronder gedaalde insulinegehalten in serum en morfologische veranderingen in de eilandjes van Langerhans in de pancreas bij ≥ 1 mg/kg lg/d na blootstelling aan BDE-209.

In een ratstudie waarbij gekeken werd naar impact op glucosegehalten, werden ratten gedurende 70 dagen blootgesteld aan 20 mg/kg lg/d van een mengsel dat 52,1% pentaBDE, 44,2% decaBDE en 0,4% octaBDE bevatte (Ernest *et al.*, 2012). De geobserveerde gedaalde glucosegehalten zouden te wijten kunnen zijn aan pentaBDE (ATSDR, 2017) want een studie met een gezuiverd technisch pentaBDE-mengsel bij dosissen van 0,27 – 200 mg/kg lg/d gedurende 28 dagen toonde ook gedaalde glucosegehalten met een BMDL_{10RD} van 66,7 mg/kg lg/d (Van der Ven *et al.*, 2008b).

In een meer recente studie met muizen vertoonden de nakomelingen van moederdieren die tijdens de lactatie aan BDE-209 waren blootgesteld, een verlaagd testiculaire glucosegehalte en verhoogde oxidatieve stress tijdens de prepuberale fase (Sarkar & Singh, 2017). De gewijzigde glucose homeostase was in eerste instantie te wijten aan verhoogde oxidatieve stress en was gedeeltelijk geassocieerd met verhoogde oestrogeen (E₂) niveaus. ATSDR heeft geen chronische MRL afgeleid.

US-EPA (2008a)

De orale referentiedosis (RfD) voor niet carcinogene effecten is gebaseerd op gedragsneurologische effecten die werden gezien bij muizen na toediening van een eenmalige dosis aan pasgeboren dieren (Viberg *et al.*, 2003). Het effect van BDE-209 op spontaan motorisch gedrag van volwassen mannelijke muizen die als pasgeborenen werden blootgesteld aan BDE-209 werd hierbij onderzocht. De dosis van 0, 2,22 of 20,1 mg/kg lg werd toegediend op dag 3 of 19 na de geboorte (PND 3 of 19); muizen van 10 dagen oud (PND10) kregen 0, 1,34, 13,4 of 20,1 mg/kg lg toegediend. Het spontane gedrag werd getest door de voortbeweging, het steigeren en de totale activiteit te meten in een nieuwe omgeving, op de leeftijd van 2, 4 en 6 maanden, gedurende 3 observatiesessies van 20 minuten. Door de activiteit te vergelijken met deze van controledieren kon bepaald worden in welke mate er een verschil in gewenning aan de nieuwe omgeving optrad. Gewenning werd gedefinieerd als het vermogen om zich aan te passen aan een nieuwe omgeving, waarbij de dieren in een nieuwe kooi werden geplaatst.

De muizen die blootgesteld waren aan de hoogste dosis (20,1 mg/kg lg) op PND3 vertoonden significante wijzigingen in de 3 gedragsvariabelen op de leeftijd van 2, 4 en 6 maanden; het afwijkend gedrag nam toe met de leeftijd. Het enige effect bij muizen met de lagere dosis (2,22 mg/kg lg) op PN3 was een daling in totale activiteit op de leeftijd van 2 maanden tijdens de 1^{ste} observatiesessie; de totale activiteit keerde terug naar het niveau van de controledieren tijdens de 3^{de} sessie. Op de leeftijd van 4 maanden was er geen verschil voor de drie variabelen tussen de muizen met lage dosis en de controledieren. Op 6 maanden werd bij de dieren met lage dosis een lagere activiteit gezien in het steigeren tijdens de 1^{ste} sessie; deze activiteit keerde terug naar het niveau van de controledieren tijdens de 3^{de} sessie. Muizen die blootgesteld waren aan de hoogste dosis op PND 10 of 19, vertoonden geen enkel significant verschil voor de 3 variabelen, na 2, 4 of 6 maand, ten opzichte van de controledieren. De NOAEL in deze studie was 2,22 mg decaBDE/kg en de LOAEL 20,1 mg/kg voor significante veranderingen in spontaan bewegingsgedrag en verminderd aanpassingsvermogen.

In een gelijkaardige gedragsstudie met ratten werd geen NOAEL afgeleid, wel een LOAEL van 6,7 mg/kg lg/d (Viberg *et al.*, 2007).

In een gedragsstudie met muizen met herhaalde toediening tijdens de neonatale periode werd evenmin een NOAEL afgeleid en bedroeg de LOAEL 6 mg/kg lg/d (Rice *et al.*, 2007). De NOAEL van 2,22 mg/kg lg/d van de Viberg *et al.* (2003) studie was lager dan de LOAELs uit de studies van Viberg *et al.* (2007) en Rice *et al.* (2007). Daarom werd Viberg *et al.* (2003) studie geselecteerd als vertrekpunt voor het afleiden van de RfD. De onzekerheidsfactor is 300 en bestaat uit een factor 100 voor intra- en interspeciesvariabiliteit en 3 omdat er maar 1 dosis werd toegediend tijdens het kritische venster; de factor 3 is dus eerder bedoeld voor een aanpassing van de duur van de dosering en niet zozeer voor een vergelijking van de effecten bij overgang van een subchronisch naar chronische blootstellingsduur. Een onzekerheidsfactor voor tekorten in de databank was niet nodig omdat orale studies met herhaalde blootstelling (14 dagen, 13 weken en 2 jaar) beschikbaar zijn (NTP, 1986b). Studies over ontwikkelingstoxiciteit en andere gedragsstudies zijn beschikbaar. Een studie naar reproductietoxiciteit is niet beschikbaar, maar in geen enkele van de langetermijnstudies werden effecten gezien op mannelijke of vrouwelijke voortplantingsorganen; het effect van decaBDE op het paargedrag en de vruchtbaarheid werd in deze studies echter niet geëvalueerd. Een andere mogelijke onzekerheid in verband met de databank is immunotoxiciteit na blootstelling aan decaBDE; indicaties voor mogelijke immunotoxiciteit waren een verhoogde fibrose in de milt en hyperplasie van de lymfe in mannelijke ratten (niet bij de vrouwelijke) die een hoge dosis decaBDE kregen toegediend (NTP, 1986b). De NOAEL voor mannelijke ratten was 1120 mg/kg lg/d, 500 keer hoger dan de geselecteerde NOAEL voor effecten op de activiteit (2,22 mg/kg lg/d). Vertrekkende van een NOAEL van 2,22 mg/kg lg/d en een onzekerheidsfactor 300 komt US-EPA tot een **RfD van 0,007 mg/kg lg/d**. Het vertrouwen in de RfD is laag omdat ook het vertrouwen in de geselecteerde studie (Viberg *et al.*, 2003) laag is; in deze studie werden enkel mannetjes getest, was er slechts 1 dosis (weliswaar tijdens het gevoelige venster), en was de periode van zwangerschap en lactatie niet opgenomen in de studie.

Orale carcinogene referentiewaarde (**hellingsfactor**):

Volgens US-EPA levert de databank voor decaBDE 'suggestief bewijs voor een carcinogeen potentieel voor de mens'. Deze stelling is gebaseerd op de resultaten van de NTP (1986b) studies en steunt op de volgende argumenten :

1. Geen humane kankerstudies beschikbaar
2. Significante stijging van de incidentie van neoplastisch nodules in de lever bij mannelijke (lage en hoge dosis) en vrouwelijke (hoge dosis) ratten; de incidenties van carcinomen waren laag bij mannetjes en vrouwtjes
3. Significante stijging van de incidenties van adenomen en carcinomen (gecombineerd) in levercellen van mannelijke muizen bij lage dosis en een marginale verhoging van de incidenties bij hoge dosis
4. Niet-significant verhoogd aantal incidenties van adenomen en carcinomen (gecombineerd) in levercellen van vrouwelijke muizen
5. Lichte, niet-significante stijging van incidenties van adenomen en carcinomen (gecombineerd) in de schildklier van mannelijke en vrouwelijke muizen
6. Significante stijging bij mannelijke muizen van de incidenties van follikelcel-hyperplasie, wat door velen beschouwd wordt als precursor van schildkliertumoren, en
7. Afwezigheid van genotoxiciteit in *in vitro* studies

Onder het vroegere beoordelingsschema van US-EPA werd decaBDE ingedeeld als mogelijk humaan carcinogeen (groep C). Redenen hiervoor waren het ontbreken van humane carcinogeniteitsgegevens en de beperkte bewijzen van carcinogeniteit in dieren, namelijk significant verhoogde incidenties van neoplastische levernodules in ratten en verhoogde incidenties van adenomen en carcinomen in levercellen van mannelijke muizen.

De **orale hellingsfactor bedraagt 0,0007 (mg/kg lg/d)⁻¹**; deze waarde is gebaseerd op het verhoogd voorkomen van neoplastische nodules in de lever bij mannelijke ratten (NTP, 1986b).

US-EPA merkt op dat de term neoplastische nodules niet meer wordt gebruikt voor levertumoren bij de rat, en dat het niet mogelijk is te weten of alle letsels die oorspronkelijk tot de categorie van neoplastische nodules behoorden, momenteel als goedaardige leveradenomen of preneoplastische hyperplasie zouden worden beschreven. Als de neoplastische nodules zouden worden beschreven als preneoplastische hyperplasie, dan zou de hellingsfactor mogelijk het risico overschattien. De hellingsfactor wordt dan ook beschouwd als een aannemelijke bovengrens. De concentratie die een extra kankerrisico van 1 op 10^5 veroorzaakt is 0,014 mg/kg lg/d. Deze concentratie is hoger dan de referentiewaarde voor niet-carcinogene effecten (RfD 0,007 mg/kg lg/d).

REACH-dossier

De Derived-No-Effect-Levels (DNEL) voor langetermijn systemische blootstelling van de bevolking via orale inname is 20 mg/kg lg/d⁵⁰. De orale DNEL is gebaseerd op de NOAEL van 1000 mg/kg lg/d (hoogste dosis) uit de Hardy *et al.* (2002) studie en een beoordelingsfactor van 50. Volgens het REACH-dossier vertoont de Viberg *et al.* (2003) studie waarop de RfD van US-EPA is gebaseerd een aantal methodologische tekortkomingen. Er werden te weinig dieren gebruikt, er werd meer dan één jong dier van dezelfde worp opgenomen in elke groep en in de statistische analyse beschouwd als onafhankelijke variabele terwijl de geschikte statistische eenheid (de worp) niet werd gebruikt, er werd slechts één eindpunt beoordeeld (motorische activiteit) en tenslotte werd een atypisch dier (muis) gebruikt in plaats van het voorkeurdier, de rat. De Hardy *et al.* (2002) studie werd uitgevoerd volgens een standaardrichtlijn en goede laboratoriumpraktijken (GLP). Een extra argument voor de NOAEL van ≥ 1000 mg/kg lg/d (voor commercieel decaBDE) zijn de studies van NTP (1986b) met NOAELs > 1000 mg/kg lg/d.

De DNEL voor systemische langetermijnblootstelling van de bevolking via inhalatie is 70 mg/m³; het is niet duidelijk op welke studie deze waarde is gebaseerd. De beoordelingsfactor is 12,5. Vreemd is dat de DNEL voor arbeiders lager is (6 mg/m³); ook hier wordt de onderliggende studie niet vermeld; de beoordelingsfactor is 25.

Nederland - Rijkswaterstaat (2000)

In opdracht van het directoraat van de Noordzee heeft Rijkswaterstaat een indicatieve aanvaardbare dagelijkse dosis (ADI) afgeleid van 0,01 mg/kg lg/d.

Deze waarde is gebaseerd op een NOEL van 1 mg/kg lg/d van een carcinogeniteitsstudie, waarin ratten gedurende 100-105 weken werden blootgesteld aan 0, 0,01, 0,1 of 1,0 mg decaBDE/kg lg via het voer (Kociba *et al.* (1975b) in IPCS (1994)). De zuiverheid was 77,4% decaBDE, 21,8% nonaBDE en 0,8% octaBDE. Deze dosissen hadden geen effect op overleving, voorkomen, gemiddelde lichaamsgewicht, voerinname, bloed, urineparameters en klinische parameters; orgaangewichten waren vergelijkbaar met deze van de controlegroepen. Er werden geen toxicologische effecten waargenomen en er waren geen significante verschillen tussen het aantal ratten dat tumoren ontwikkelde, het totaal aantal tumoren of het type tumoren tussen de behandelde en controlegroepen. De meest voorkomende tumoren waren feochroomcytomen, een zeldzame, meestal goedaardige tumor in de bijnieren, in mannelijke ratten. In de twee hoogste dosisgroepen werd een lichte opstapeling van totaal broom in vetweefsel vastgesteld, maar of decaBDE de bron was kon niet vastgesteld worden. IARC beschouwt deze dosissen als zeer laag (IARC, 1990 #4159). De veiligheidsfactor is 100.

Hardy *et al.* (2009)

Met het oog op het afleiden van een toxicologische referentiewaarde (RfD, die we aanduiden met RfD_H om onderscheid te maken met de RfD van US-EPA) werden de beschikbare farmacokinetische gegevens en toxicologische studies eerst gescreend met behulp van de Klimisch criteria (Klimisch *et al.*, 1997);

⁵⁰ [Bis\(pentabromophenyl\) ether \(decabromodiphenyl... - Registration Dossier - ECHA \(europa.eu\)\)](#)

deze methodologie kent aan studies een kwaliteitsscore toe op basis van hun betrouwbaarheid. Het systeem wordt ook voor toxicologische studies in [REACH](#) dossiers toegepast. Klimisch kent 4 scores:

1. betrouwbaar zonder restricties: voor studies die volgens internationaal erkende richtlijnen zijn uitgevoerd
2. betrouwbaar met restricties: voor studies die niet volledig volgens erkende richtlijnen zijn uitgevoerd, maar waarbij de afwijkingen voldoende zijn gedocumenteerd om wetenschappelijk aanvaardbaar te zijn
3. niet betrouwbaar: studies die duidelijke tekortkomingen vertonen (vb. interferentie tussen de meetmethode en de teststof), of die uitgevoerd zijn volgens een methode die niet aanvaardbaar is, waarvan de documentatie onvoldoende is en die niet overtuigend is voor experts
4. score kan niet toegekend worden; bijvoorbeeld voor korte samenvattingen of informatie van secundaire bronnen

Vervolgens werden de studies geëvalueerd met het puntensysteem voor kwaliteit en relevantie van toxicologische informatie van US-EPA (2003).

De chronische (2 jaar) orale ratstudie van NTP (1986b) kreeg Klimisch score 2 en werd geselecteerd voor de afleiding van de RfD_H . Hepatocellulaire degeneratie in mannelijke ratten werd gekozen als kritisch eindpunt. Met behulp van modellen werd een benchmark dosis (BMDL10) berekend van 419 mg/kg lg/d voor 10% toename in hepatocellulaire degeneratie. Rekening houdend met de gelijkaardige farmacokinetiek van BDE-209 tussen soorten, werd deze waarde omgerekend naar een overeenkomstige humane dosis van 113 mg/kg lg/d door enkel te wegen voor lichaamsgewicht (wegingsfactor = $(lg_{mens}/lg_{dier})^{3/4}$). De onzekerheidsfactor was 30 (10 intraspecies, 3 interspecies (3 voor toxicodynamiek en 1 voor toxicokinetiek) en 1 voor tekorten in de databank). De RfD_H is 4 mg/kg lg/d. Deze waarde wordt als voldoende beschermend voor gevoelige groepen beschouwd, inclusief voor mensen met hepatocellulaire ziektes.

Tabel 25: Toxicologische referentiewaarden voor niet carcinogene effecten van decaBDE

Instantie/auteur	Type waarde	Waarde	Effect	studie	onzekerheidsfactor	Referentie
Oraal (mg/kg lg/d)						
EFSA	O.b.v. BMDL ₁₀ (1,7 mg/kg lg/d) en MOE (minstens 100)	Maximaal 0,017 (=1,7/100)	Totale activiteit op 2 maanden, na éénmalige postnatale blootstelling	Viberg et al. (2007)	MOE minimaal 100 (intraspecies en interspecies)	EFSA (2011)
EU-RAR	O.b.v. NOAEL (1120 mg/kg lg/d) en MOE	Maximaal 0,012	Trombose, leverdegeneratie, miltfibrose en hyperplasie	NTP (1986b)	MOE 93333	ECB (2002)
US-EPA	Referentiedosis (RfD) o.b.v. NOAEL (2,22 mg/kg lg/d) en onzekerheidsfactor	0,007	Gedragsneurologische effecten	Viberg et al. (2003)	300 (100 inter- en intraspecies; 3 omwille van slechts 1 dosis)	US-EPA (2008a)
ATSDR	MRL, acuut o.b.v. NOAEL (1,34 mg/kg lg) en onzekerheidsfactor	0,01	Gedragsneurologische effecten	Johansson et al. (2008) en Buratovic et al. (2014)	100 (inter- en intraspecies)	ATSDR (2017)
	MRL, intermediair o.b.v. LOAEL (0,05 mg/kg lg/d) en onzekerheidsfactor	0,0002	Stijging van de glucosespiegel	Zhang et al. (2013)	300 (100 inter- en intraspecies; 3 voor LOAEL)	ATSDR (2017)
REACH-dossier	DNEL o.b.v. NOAEL (1000 mg/kg lg/d) en beoordelingsfactor	20	Maternale en foetale toxiciteit	Hardy et al. (2002)	50	ECHA-website ⁵⁰ (maart 2021)
Hardy et al.	RfD _H op basis van BMDL ₁₀ , humaan equivalente dosis en onzekerheidsfactor	4	Toename in hepatocellulaire degeneratie	NTP (1986b)	30 (10 intraspecies, 3 interspecies en 1 voor leemtes in de databank)	Hardy et al. (2009)
Rijkswaterstaat Nederland	ADI, indicatief	0,01	Geen toxicologische effecten waargenomen – geen toename in tumoren	IPCS (1994)	100	Rijkswaterstaat (2000)
Inhalatie (mg/m³)						
REACH-dossier	DNEL, bevolking, berekend met beoordelingsfactor	70	Toxiciteit bij herhaalde dosis	Niet vermeld	12,5	ECHA-website ⁵⁰ (maart 2021)
	DNEL, arbeiders, berekend met beoordelingsfactor	6	Toxiciteit bij herhaalde dosis	Niet vermeld	25	ECHA-website ⁵⁰ (maart 2021)

Tabel 26: Toxicologische referentiewaarden voor carcinogene effecten van decaBDE

Instantie	Type waarde	Waarde	Waarde bij 1.10^{-5} extra kankerrisico	Effect	studie	Referentie
Oraal						
US-EPA	Hellingsfactor	0,0007 (mg/kg lg/d) ⁻¹	0,014 mg/kg lg/d	Neoplastische levernodules of -carcinomen	NTP (1986b)	US-EPA (2008a)
Inhalatie						
-						

6.6 Voorstel voor te hanteren toxicologische referentiewaarden

Een overzicht van de referentiewaarden die geselecteerd werden voor de bodemnormering is opgenomen in Tabel 27.

Tabel 27: Toxicologische referentiewaarden voor de bodemnormering

Effect Route	Niet carcinogeen			Carcinogeen		
	Oraal	Inhalatie	Dermaal	Oraal	Inhalatie	Dermaal
Waarde	0,007 mg/kg lg/d	0,025 mg/m ³	1,82.10 ⁻³ mg/kg lg/d	0,0007 (mg/kg lg/d) ⁻¹ 0,014 mg/kg lg/d bij 1.10^{-5} extra kankerrisico	5,2.10 ⁻⁸ (µg/m ³) ₁ 0,19 mg/m ³ bij 1.10^{-5} extra kankerrisico	0,0027 (mg/kg lg/d) ⁻¹ 0,0037 mg/kg lg/d bij 1.10^{-5} extra kankerrisico
Referentie	US-EPA (2008a)	Berekend uit RfD US-EPA (Cornelis & Touchant, 2016)	Berekend uit RfD US-EPA (Cornelis & Touchant, 2016)	US-EPA (2008a)	Berekend uit hellingsfactor US-EPA (Cornelis & Touchant, 2016)	Berekend uit hellingsfactor US-EPA (Cornelis & Touchant, 2016)

De argumenten voor de selectie worden hieronder besproken.

Oraal

De toxicologische referentiewaarden voor niet-carcinogene toxiciteit zijn afkomstig van primaire bronnen (EFSA, EU-RAR, US-EPA en ATSDR) en tertiaire bronnen (REACH-dossier, Hardy *et al.* (2009) en Rijkswaterstaat (NI)). Voorkeur wordt gegeven aan een primaire bron. EFSA en EU-RAR werken met respectievelijk een BMDL₁₀ & MOE en NOAEL & MOE, waardoor de referentiewaarden van respectievelijk 0,017 en 0,012 mg/kg lg/d maximale waarden zijn. Deze maximale waarden liggen hoger (zijn minder streng) dan de RfD van US-EPA (0,007 mg/kg lg/d) en de MRL van ATSDR (0,01 mg/kg lg/d). De discussie gaat dan ook voornamelijk over de keuze tussen de intermediaire MRL van ATSDR en de RfD van US-EPA. Argumenten pro en contra zijn opgelijst in Tabel 28.

De intermediaire MRL van ATSDR is afgeleid van een LOAEL voor 12% stijging van de glucosespiegel bij een orale blootstelling van ratten aan 0,05 mg/kg lg/d gedurende 8 weken (Zhang *et al.*, 2013) en een onzekerheidsfactor van 300. ATSDR stelt dat het onduidelijk is of de grootte van deze stijging een biologisch nadelig effect vertegenwoordigt, maar ziet de stijging als deel van een spectrum van effecten die indicaties zijn voor een gewijzigde insulinehomeostase en pancreastoxiciteit, waaronder gedaalde insulinegehalten in serum en morfologische veranderingen in de eilandjes van Langerhans in de pancreas na blootstelling aan ≥ 1 mg/kg lg/d BDE-209. ATSDR spreekt zelf over 0,05 mg/kg lg/d als 'minimale' LOAEL. Dit zijn argumenten om als vertrekpunt voor de MRL eerder 1 mg/kg lg/d (pancreastoxiciteit en insulinehomeostase) te nemen in plaats van 0,05 mg/kg lg/d (effect met onduidelijke biologische relevantie). Humane studies die de relatie tussen decaBDE en diabetes in volwassenen evalueerden zijn er niet; voor andere BDEs leidden de studies niet tot een eenduidige conclusie.

Een andere dierstudie ziet dan weer een daling van het glucosegehalte na blootstelling aan een mengsel met BDE-153 en decaBDE (Ernest *et al.*, 2012), hoewel dit mogelijk te wijten was aan BDE-153 (Van der Ven *et al.*, 2008b).

In een meer recente studie met muizen vertoonden de nakomelingen van moederdieren die tijdens 28 dagen gedurende de lactatie aan 500 mg/kg lg/d BDE-209 waren blootgesteld, een lager testiculair glucosegehalte tijdens de prepuberale fase (Sarkar & Singh, 2017). De auteurs geven aan dat bijkomend onderzoek nodig is om de relevantie voor een humaan risico te kunnen inschatten.

Uit deze studies blijkt dat de pancreas een mogelijk doelorgaan is bij orale blootstelling aan decaBDE. Een MRL (0,0002 mg/kg lg/d) die gebaseerd is op een LOAEL met nog ongekende biologische relevantie is mogelijk te conservatief; een MRL gebaseerd op een LOAEL van 1 mg/kg lg/d (pancreastoxiciteit) en een onzekerheidsfactor van 300 zou 0,0033 mg/kg lg/d bedragen, een waarde die in de buurt ligt van de helft van de RfD (0,007 mg/kg lg/d).

De RfD van US-EPA is gebaseerd op verstoord aanpassingsgedrag als gevolg van nadelige effecten van decaBDE tijdens de meest kritische fase van de neurologische ontwikkeling van muizen, gezien in de Viberg *et al.* (2003) studie. De NOAEL was 2,22 mg/kg lg/d voor blootstelling op PND3. In een latere studie daarentegen was 2,22 mg/kg lg/d een LOAEL voor blootstelling van muizen op PND3 (Johansson *et al.*, 2008). Deze studie werd (vermoedelijk) gepubliceerd na de afleiding van de RfD in 2008.

De studie waarop de intermediaire MRL van ATSDR is gebaseerd (Zhang *et al.*, 2013) is gepubliceerd nadat EFSA (2011), ECB (2002) en US-EPA (2008b) hun rapporten publiceerden.

De RfD (0,007 mg/kg lg/d) werd geëvalueerd door Goodman (2009). De auteur voerde een analyse uit van de bewijskracht voor gedragsneurologische effecten na neonatale blootstelling, met de volgende 4 studies van 2 laboratoria: Viberg *et al.* (2003); Viberg *et al.* (2007), Johansson *et al.* (2008) en Rice *et al.* (2007). De gerapporteerde effecten van deze 2 laboratoria gingen een tegengestelde richting uit: in Rice *et al.* (2007) vertoonden de muizen die behandeld waren met 20 mg/kg initieel hogere activiteit en een verhoogde gewenning, terwijl de Viberg-groep rapporteerde dat muizen en ratten die blootgesteld waren aan ≥ 20 mg/kg (Viberg *et al.*, 2003; Viberg *et al.*, 2007) of muizen blootgesteld aan 2,22 mg/kg (Johansson *et al.*, 2008) een lagere initiële activiteit en verminderde gewenning vertoonden (ook al kan een ongeschikte statistische methode de resultaten hebben beïnvloed). Er was ook in het algemeen een gebrek aan effecten in de batterij van te observeren functies (FOB) van Rice *et al.* (2007).

De gedragseffecten die gezien werden in meerdere studies uit Tabel 23 (waaronder de Viberg *et al.* (2003) studie) werden niet gereproduceerd in andere studies (zoals Biesemeier *et al.* (2011)) en zoals hierboven beschreven werden beperkingen in de uitvoering ervan vastgesteld. Maar ook bij de Biesemeier *et al.* (2011) studie zijn bedenkingen geplaatst (RAC, 2015). Bovendien werden in opvolgstudies (o.a. Rice *et al.* (2009)) gelijkaardige resultaten geobserveerd als deze die werden gepubliceerd door Viberg *et al.* (2003) en anderen. In een ontwikkelingsstudie met ratten uit 2011 werd onomkeerbare hypoplasie van de witte stof van de hersenen (oligodendrocyten) geobserveerd bij jonge dieren bij 100 en 1000 ppm (respectievelijk 7-23 en 66-224 mg/kg lg/d); voor omkeerbare wijzigingen in lever en nieren was de LOAEL in deze studie was 10 ppm in voer (0,7 – 2,4 mg/kg lg/d)⁵¹ (Fujimoto *et al.*, 2011). Ook werden permanente neurologische effecten in de hersenen vastgesteld in volwassen muizen die gedurende 15, 30 of 60 dagen blootgesteld werden aan decaBDE; het werkingsmechanisme was via het cholinergisch systeem (Liang *et al.*, 2010).

⁵¹ 10 ppm, equivalent aan 0,7, 1,5 en 2,4 mg/kg lg/d op respectievelijk GDs 10–20, PNDs 1–9 en PNDs 10–20

Zulke studies leveren bevestigend en ondersteunend bewijs voor de blootstellingsgerelateerde neurologische effecten op het gedrag die werden gezien bij muizen die op jonge leeftijd blootgesteld werden aan decaBDE (Health Canada, 2012).

Op basis van dit voortschrijdend wetenschappelijk inzicht en van de volgende methodologische argumenten wordt de RfD US EPA geselecteerd als toxicologische referentiewaarde voor de bodemnormering:

- Primaire bron
- Effect (gedrag) wordt ook door andere studies beschreven
- Chronisch (versus intermediair ATSDR)
- Meest strenge (chronische) toetsingswaarde
- Vergelijkbaar met EFSA (zie ook hieronder)

De BMDL₁₀ van EFSA (1,7 mg/kg lg/d) is eveneens gebaseerd op een gedragsstudie tijdens de neurologische ontwikkeling; met een minimale MOE van 100 (interspecies en intraspeciesvariabiliteit) is de maximale toegelaten dosis 0,017 mg/kg lg/d; deze dosis is 3x hoger dan de RfD; deze laatste werd aangepast voor éénmalige dosis met een factor 3. Indien de MOE opgetrokken wordt van 100 naar 300, om onzekerheid i.v.m. de éénmalige dosis in rekening te brengen, zijn de RfD (0,007 mg/kg lg/d) en de toegelaten dosis van EFSA (0,006 mg/kg lg/d) vergelijkbaar. EFSA selecteerde de Viberg *et al.* (2007) studie omdat modellen voor deze studie een lagere BMDL₁₀ berekenden dan voor de Viberg *et al.* (2003) studie waarop de RfD is gebaseerd. De MOE van EFSA (100) is dan weer lager dan de beoordelingsfactor van US-EPA (300) waardoor de RfD uiteindelijk strenger is dan de maximale referentiewaarde van EFSA.

De referentiedosis van Hardy *et al.* (2009) (RfD_H) is gebaseerd op levertoxiciteit die werd gezien in een chronische ratstudie van NTP (1986b); andere studies werden niet weerhouden, voornamelijk omdat ze niet volgens standaardrichtlijnen werden uitgevoerd en er bedenkingen werden geplaatst bij de gedragsstudies van de Viberg-groep. EFSA en US-EPA beschouwen nadelige effecten op het zich ontwikkelende zenuwstelsel (met impact op het aanpassingsgedrag) als meest gevoelig eindpunt; beide instanties hebben net als Hardy *et al.* (2009) ook hun bedenkingen bij het gebruik van de studies van Viberg-groep voor risicobeoordeling, maar het feit dat het niet om standaardstudies gaat is daar niet bij, en hebben de gedragsstudies toch geselecteerd voor de berekening van de toxicologische referentiewaarde. Om deze redenen wordt de RfD_H niet geselecteerd voor de bodemnormering; bovendien is het geen primaire bron. Hetzelfde verhaal geldt voor de DNEL uit het REACH-dossier, die ook op een standaardtest is gebaseerd en geen primaire bron is.

Tabel 28: Argumenten pro en contra voor de keuze tussen RfD en MRL

Referentiewaarde	Pro	Contra
RfD (US-EPA, 2008a), gebaseerd op (Viberg <i>et al.</i> , 2003)	Neonatale fase (kritisch voor neurologische ontwikkeling)	Éénmalige dosis
	Latere studies met hetzelfde of een ander design en met herhaalde toediening bevestigen neurogedragseffecten	Enkel mannelijke dieren
	Ook EFSA baseert haar BMD op een neurogedragsstudie	Er werd slechts één eindpunt beoordeeld
	Effecten op gedrag werd bevestigd in latere studies met ander design	Experimenteel design, geen standaardtest
MRL (ATSDR, 2017) gebaseerd op (Zhang <i>et al.</i> , 2013)	Studie met herhaalde blootstelling (subchronisch)	Methodologische tekortkomingen
	Meest recente afleiding	Biologische relevantie van de glucosetijging (LOAEL) is onduidelijk
	Pancreastoxiciteit	Intermediaire MRL

De inname 0,014 mg/kg lg/d die gebaseerd is op de hellingsfactor van US-EPA (0,0007 (mg/kg lg/d)⁻¹) en een extra kankerrisico van 1.10⁵ is hoger dan de RfD (0,007 mg/kg lg/d).

Inhalatie

Het REACH-dossier bevat een DNEL voor inhalatie, maar de studie waarop deze is gebaseerd wordt niet vermeld; omwille van deze onduidelijkheid wordt deze DNEL niet gekozen als referentiewaarde voor bodemnormering.

Een andere toxicologische referentiewaarde voor inhalatie is niet beschikbaar; daarom wordt deze berekend uit de RfD, met een ademvolume van 20 m³/d en een lichaamsgewicht van 70 kg, volgens de REACH-richtsnoeren voor evaluatie van de humane dosis-respons (ECHA, 2012a).

$$RW_{ihl} = RW_{orl} * \left(\frac{LG}{ademvolume} \right)$$

Met:

- RW_{ihl} : toxicologische referentiewaarde voor inhalatie (mg/m³)
- RW_{orl} : orale referentiewaarde (mg/kg lg/d)
- LG: lichaamsgewicht, 70 kg
- Ademvolume: 20 m³/dag (volwassen persoon)

Het resultaat is 0,025 mg/m³; hierbij wordt verondersteld dat de absorptie via inhalatie gelijk is aan deze voor orale blootstelling (26%, sectie 6.2).

Een eenheidsrisico is niet beschikbaar. Er zijn geen inhalatoire carcinogene studies beschikbaar. Het eenheidsrisico kan berekend worden uit de hellingsfactor met de volgende formule:

$$eenheidsrisico = \frac{hellingsfactor \times ihl_{ABS} \times ihl_{VOL} \times 0,001}{orl_{ABS} \times BW}$$

Met:

- hellingsfactor = 0,0007 per (mg/kg lg/d) (zie Tabel 27)
- ihl_{ABS} = percentage geabsorbeerd materiaal na inhalatie
- orl_{ABS} = percentage geabsorbeerd materiaal na orale inname
- ihl_{VOL} = ademvolume van een volwassen man = 20 m³/d
- BW = lichaamsgewicht van een volwassen man = 70 kg
- 1/1000 = omzettingfactor mg naar µg

De waarden voor ademvolume en lichaamsgewicht zijn overgenomen uit de richtlijnen voor de beoordeling van de humane dosis-responserelatie onder REACH (ECHA, 2012a). De absorptie na inhalatie is niet gekend, daarom wordt deze gelijkgesteld aan de orale absorptie. Het berekende eenheidsrisico bedraagt 5,2.10⁻⁸ per (µg/m³). Voor een extra kankerrisico van 1.10⁻⁵, is de toetsingswaarde 0,19 mg/m³. Deze waarde ligt hoger dan de niet-carcinogene referentiewaarde (0,025 mg/m³).

Dermaal

Een dermale referentiewaarde is niet beschikbaar in de literatuur. Daarom worden de dermale TDI (toelaatbare dagelijkse inname) en hellingsfactor afgeleid van respectievelijk de orale TDI en hellingsfactor, volgens de richtlijnen van Cornelis and Touchant (2016). De referentiewaarden voor dermale route slaan op geabsorbeerde dosis, de orale referentiewaarde is een externe dosis; daarom moet de orale absorptie (26% voor decaBDE) in rekening gebracht worden bij de berekening van de dermale referentiewaarden.

- $TDI_{dermaal} = TDI_{oraal} * ABS_{oraal} = 0,007 \text{ mg/kg lg/d} * 0,26 = 1,82 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg lg/d}$
- $Hellingsfactor_{dermaal} = hellingsfactor_{oraal} / ABS_{oraal} = 0,0007 \text{ (mg/kg lg/d)}^{-1} / 0,26 = 0,0027 \text{ (mg/kg lg/d)}^{-1}$

7 ECOTOXICOLOGIE

Voor de evaluatie van ecotoxicologische effecten werden geen nieuwe primaire bronnen en/of databanken geconsulteerd om op basis hiervan eventuele nieuwe ecotoxicologische normen af te leiden. Wel werd nagegaan of er door andere instanties recent ecotoxicologisch onderbouwde waarden afgeleid zijn. Gebaseerd op de richtlijnen voor het opstellen van bodemsaneringsnormen (Cornelis en Touchant, 2016) werden hiervoor in eerste instantie volgende bronnen geraadpleegd:

- US EPA: <https://www.epa.gov/risk/ecological-soil-screening-level-eco-ssl-guidance-and-documents>
- CCME Canada: http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html
- RIVM Nederland (interventiewaarden, landelijke referentiewaarden):
<http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Milieu/Bodeminterventiewaarden>, <http://www.rwsleefomgeving.nl/onderwerpen/bodem-ondergrond/bbk/instrumenten/nobo>
- ECHA-databank: <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals>

De resultaten van deze inventarisatie worden samengevat onder paragraaf 9.3 Ecotoxicologie

8 WETTELIJKE NORMEN

8.1 Lucht

Er zijn geen wettelijke normen of richtwaarden gevonden. Bijgevolg wordt de toxicologische referentiewaarde voor lucht geselecteerd voor het berekenen van bodemnorm; de referentiewaarde lucht bedraagt 0,025 mg/m³ (Tabel 27).

8.2 Drinkwater

De drinkwaternormen en -richtwaarden van verschillende landen en instanties werden opgezocht; het resultaat is opgenomen in Tabel 29.

Het eenheidsrisico voor drinkwater van US-EPA bedraagt $2 \cdot 10^{-8}$ (µg/l)⁻¹ (US-EPA, 2008a). Dit eenheidsrisico is afgeleid van de orale hellingsfactor; deze laatste wordt door US-EPA beschouwd als een aannemelijke bovengrens, bijgevolg is het hiervan afgeleide eenheidsrisico voor drinkwater eveneens een aannemelijke bovengrens. De daarvan berekende drinkwaterconcentraties zijn dus ondergrenswaarden: 5000, 500 en 50 µg/l bij een risiconiveau van respectievelijk 1/10000, 1/100000 en 1/1000000.

Het regionaal screeningniveau voor leidingwater bedraagt 110 µg/l in de VSA (zie 10.1).

Er zijn geen andere instanties gevonden met een drinkwaterlimiet of -richtwaarde.

Tabel 29: Drinkwaterlimiet voor decaBDE

Concentratie	Referentiewaarde	Land/gebied	Referentie
500 µg/l	Drinkwaterconcentratie bij kankerrisiconiveau $1 \cdot 10^{-5}$ (geen wettelijke norm)	VSA	US-EPA (2008a)
110 µg/l	Leidingwater – screeningniveau bij kankerrisiconiveau $1 \cdot 10^{-6}$	VSA	Zie 10.1

Voor de normering wordt gebruik gemaakt van de Drinkwaterconcentratie bij kankerrisiconiveau $1 \cdot 10^{-5}$, 500 µg/l (geen wettelijke norm).

8.3 Voeding en voeder

DecaBDE heeft geen limietwaarden in de EU-wetgeving over chemische stoffen in voeding en voeder.

8.4 POP verordening (EU) 2019/1021 (EU, 2019)

De POP-Verordening (EU) 2019/1021 (EU, 2019) reguleert persistente organische verontreinigende stoffen. Deze stoffen persisteren en accumuleren in het milieu en levende organismen. Ze kunnen daardoor mogelijk ook over lange afstand getransporteerd worden. Daarenboven vormen ze ook een risico voor de menselijke gezondheid. De POP-Verordening heeft als doel het milieu en de menselijke gezondheid te beschermen tegen deze stoffen. De verordening stipuleert verschillende maatregelen:

- Verbieden of sterk beperken van productie, op de markt brengen en gebruiken van POPs;
- Minimaliseren van de vrijstelling naar het milieu van POPs die als industriële bijproducten gevormd worden;
- Veilig beheren van opgeslagen voorraden van verboden POPs;
- Verzekeren van milieuvriendelijke verwerking van afval dat POPs bevat of is gecontamineerd met POPs.

De POP-verordening is de enige Europese wetgeving die verplichtingen oplegt betreffende de afvalverwerking van POP-houdend afval. Het doel hiervan is de POPs te vernietigen of onomkeerbaar om te zetten. Artikel 7 van de POP-Verordening beschrijft het afvalbeheer van POP-houdend afval. Bijlage IV van de POP-Verordening stipuleert welke POPs onderhevig zijn aan voorschriften voor afvalbeheer en de grenswaarde waarboven men spreekt van POP-houdend afval. Deze grenswaarde is gedefinieerd als de lagere POP-concentratielimiet ('Lower POP Concentration Limit', LPCL). Afval, dat POPs bevat in concentraties gelijk aan of hoger dan hun LPCL, moet verwerkt worden volgens de verwerkingsmethoden die in deel 1 van Bijlage I van de POP-Verordening wordt vermeld. De verwerkingsmethoden moeten ervoor zorgen dat het resterende afval geen kenmerken van POPs meer vertoont.

Voor specifieke afvalstoffen, zoals opgenomen in deel 2 van Bijlage V, kunnen er uitzonderingen verleend worden wanneer kan aangetoond worden dat het verwijderen, vernietigen of onomkeerbaar transformeren van de POPs in het afval onmogelijk is, of niet de beste milieu-optie is. De voorwaarden waaraan moet voldaan worden bij de verlening van een uitzondering staan beschreven in artikel 7, lid 4.b. Een maximale POP-concentratielimiet (Upper POP Concentration Limit, UPCL) wordt gedefinieerd en bepaalt of er al dan niet een uitzondering voor het permanent opslagen van POP-houdend afval kan aangevraagd worden. Bevoegde overheden in de lidstaten kunnen deze uitzonderingen verlenen onder bepaalde voorwaarden. Als de UPCL en LPCL gelijk zijn, kan zo'n uitzondering niet aangevraagd worden.

POPs kunnen toegevoegd worden aan de POP-Verordening wanneer ze opgenomen werden als POP in de Stockholm Conventie of het POPs protocol.

De huidige POP-Verordening vervangt de oude verordening betreffende POPs (EG) Nr. 850/2004 (EU, 2004).

Vijf PBDEs staan in Bijlage IV van de POP-Verordening:

- Decabroomdifenylether (decaBDE)
- Tetrabroomdifenylether (tetraBDE)
- Pentabroomdifenylether (pentaBDE)
- Hexabroomdifenylether (hexaBDE)
- Heptabroomdifenylether (heptaBDE)

De LPCL ('Lower POP Concentration Limit') die in Bijlage IV wordt gehanteerd heeft betrekking op de som van deze vijf PBDEs. De LPCL bedraagt op het moment van de publicatie van dit rapport 500 mg/kg en zal respectievelijk 350 en 200 mg/kg bedragen vanaf december 2025 en december 2027.

De UTC (Unintentional Trace Contaminant grenswaarden voor onopzettelijke sporenverontreiniging) die in Bijlage I wordt gehanteerd voor de som van de vijf PBDEs bedraagt 500 mg/kg in mengsels en voorwerpen.

Tabel 30: UTC, LPCL en UPCL voor de som van decaBDE, tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE en heptaBDE.

UTC (Bijlage I)	LPCL (Bijlage IV) (EU, 2022)	UPCL (Bijlage V)
500 mg/kg ⁵²	500 mg/kg	10.000 mg/kg
	Vanaf december 2025 → 350 mg/kg	
	Vanaf december 2027 → 200 mg/kg	

⁵² Later wordt de UTC waarschijnlijk verlaagd. In juni 2024 wordt op Europees niveau nog verder bediscussieerd hoe en wanneer dat precies zal doorgevoerd worden (Communicatie met OVAM). Er wordt dan bekeken of een herziening nodig is.

Het is niet eenduidig waaronder bodem, grondverzet en bodembouwkundig gebruik vallen in de POP verordening, op basis van expertenoordeel worden deze als UTC beschouwd.

De normwaarden in de POP-verordening worden uitgedrukt in mg/kg (fresh weight) terwijl de normwaarden in Vlarebo uitgedrukt worden als mg/kg droge stof. Daarom is er een omrekening vereist om de waarden vergelijkbaar te maken. Uitgaande van een waarde voor een standaardbodem voor volumetrisch vochtgehalte van 0,2 cm³/cm³ en voor schijnbaar dichtheid of bulkdensiteit van 1500 kg/m³ kan het gravimetrisch vochtgehalte berekend worden als 0,13 kg water/kg fw. De opgelegde concentratie in de POP-verordening van 500 mg/kg fw kan dan omgerekend worden door te delen door 0,87 kg ds/kg fw en resulteert in een equivalente norm van 577 mg/kg ds. In verdere verwerking wordt deze afgerond naar 580 mg/kg ds.

9 BEREKENING VAN NORMEN VOOR BODEM EN GRONDWATER

9.1 Bodem

De voorstellen voor bodemsaneringsnormen (BSN) worden berekend met behulp van Applicatie I van het model S-Risk (versie 1.3.3) en Applicatie II met aangepaste bufferspace (0,75 m) voor interpretatie van de blootstellingsroutes en blootstellingswegen. Transfer naar planten werd berekend met BCF factoren op basis van droge stof concentratie in de bodem, normaal gezien worden BCF factoren voor organische stoffen uitgedrukt op poriewaterconcentraties. Voor dit laatste is een aanpassing van S-Risk nodig. De gegevens gebruikt voor het berekenen van de voorstellen BSN staan in de stoffenfiche in bijlage.

Er worden voorstellen berekend voor de verschillende bestemmingstypes, per bestemmingstype wordt de laagste waarde weerhouden:

- landbouw (type II)
- wonen met groentetuin (type III)
- recreatie (type IV):
 - dagrecreatie buiten (type IVa)
 - verblijfsrecreatie (type IVb)
- industrie (type V)
 - lichte industrie (type Va)
 - zware industrie (type Vb).

De aantoonbaarheidsgrens (LOD)⁵³ voor BDE-209 in bodem bedraagt 30 µg/kg ds) en de bepalingsgrens (LOQ) bedraagt 100 µg/kg ds⁵⁴, ruimschoots onder de voorgestelde BSN.

De streefwaarde voor niet van nature voorkomende stoffen wordt gelijkgesteld aan de aantoonbaarheidsgrens, dit zowel voor bodem als voor grondwater. Indien de streefwaarde gelijk is aan de aantoonbaarheidsgrens, dan moet de bodemsaneringsnorm over het algemeen een factor 5 hoger liggen dan deze streefwaarde, aan deze voorwaarde is voldaan voor BDE-209

De berekende voorstellen BSN voor BDE-209 staan in Tabel 31

Tabel 31: Berekende bodemsaneringsnormen (humaantoxicologisch onderbouwd) voor BDE-209 (mg/kg ds).

S-Risk	Bestemmingstype			
	II	III	IV	V
	9,4 (drempel)	60,76 (drempel)	IVa 1.840 (drempel)	Va 39.850 (drempel)
			IVb 1.482 (drempel)	Vb 21.300 (drempel)
bijstell	-	-	-	-

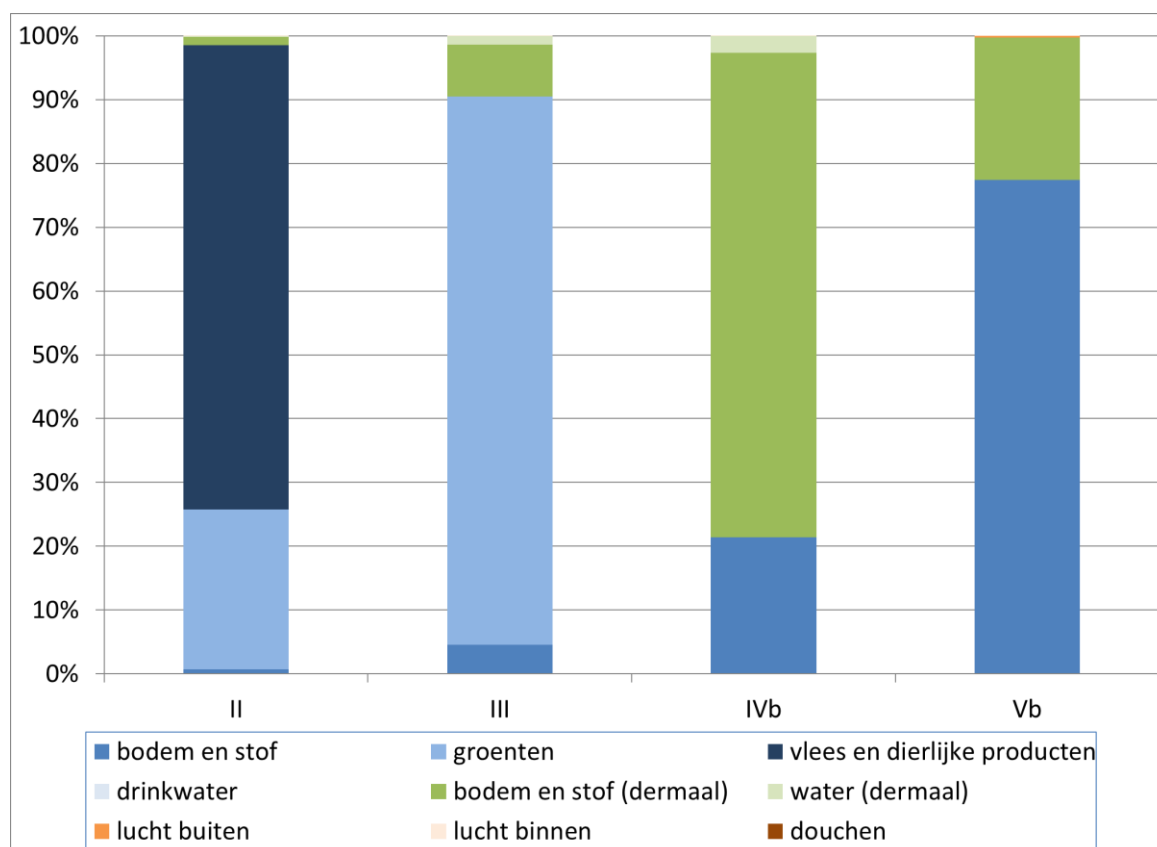
De bijdrage van de blootstellingswegen tot het risico voor de verschillende bestemmingstypes (humaantoxicologisch onderbouwd) wordt getoond in Figuur 9. Deze figuur is berekend op basis van het toxicologisch bepaald normvoorstel voor elk bestemmingstype waarbij de risico-index gelijk is aan 1 en waarbij er geen rekening wordt gehouden met eventuele overschrijdingen van concentratie-indexen .

Voor bestemmingstype II, III en V overheersen de orale blootstellingsroutes (blauwe kleur), voor bestemmingstype IV is dit de dermale route (groene kleur).

⁵³ Voor definities LOD en LOQ zie https://reflabos.vito.be/2008/CMA_6_A.pdf

⁵⁴ Persoonlijke communicatie Hendrik Van De Weghe (VITO).

Bestemmingstype II (landbouw) wordt gedomineerd door de consumptie van zelf geteelde dierlijke producten (ongeveer 73%), gevolgd door de consumptie van zelf geteelde groenten (ongeveer 25%). Voor bestemmingstype III (wonen met moestuin) is de belangrijkste blootstellingsroute de consumptie van zelf geteelde groenten (ongeveer 86%), gevolgd door dermale blootstelling via bodem en stof (ongeveer 8%) en ingestie van bodem en stof (ongeveer 4,5%). Voor verblijfsrecreatie (IVb) is de belangrijkste blootstellingsroute dermaal via bodem en stof (ongeveer 76%), gevolgd door ingestie van bodem en stof (ongeveer 21%). Bij zware industrie (Vb) zijn de belangrijkste blootstellingsroutes ingestie van bodem en stof (ongeveer 77%) en dermaal contact met bodem en stof (ongeveer 22%).



Figuur 9: Bijdrage van de blootstellingswegen tot het globale risico voor BDE-209 (blauw: oraal, groen: dermaal, oranje: inademing). De bijdrage is berekend voor een bodemconcentraties gelijk aan de voorstellen voor humaan toxicologisch onderbouwing van bodemsaneringsnormen, en met uitzondering van bestemmingstype Vb, voor kinderen (1-6 jaar).

9.2 Grondwater

De bodemsaneringsnorm (BSN) voor grondwater werd berekend met de volgende formule (Cornelis & Touchant, 2016):

$$BSN = \frac{TDI_{oraal} \times 1000 \times RF \times lg}{Q}$$

Met:	
BSN	bodemsaneringsnorm grondwater (µg/l)
TDI	toelaatbare dagelijkse inname (mg/kg lg/d)
1000	omrekeningsfactor mg naar µg
RF	reductiefactor (standaard 0,2)
lg	lichaamsgewicht (60 kg)
Q	drinkwaterconsumptie (2l)

De waarden voor RF, Ig en Q zijn overgenomen uit de richtlijnen voor drinkwaterkwaliteit van WHO (WHO, 2017). De TDI is 0,007 mg/kg lg/d (Tabel 27). De voorgestelde BSN grondwater bedraagt bijgevolg **42 µg/l**. De aantoonbaarheidsgrens in grondwater bedraagt 0,02 µg/l⁵⁵, ruimschoots onder de voorgestelde BSN. De rapporteergrens mag niet meer dan 0,04 µg/l bedragen (WAC/IV/A/001). De streefwaarde wordt gelijkgesteld aan de aantoonbaarheidsgrens, 0,02 µg/l.

9.3 Ecotoxicologie

Gebaseerd op de richtlijnen voor het opstellen van bodemsaneringsnormen (Cornelis en Touchant, 2016) werden in eerste instantie volgende 4 internationale instanties geconsulteerd: US-EPA, ECHA, CCME en RIVM (sectie 7 Ecotoxicologie). US-EPA, CCME en RIVM hebben geen ecotoxicologische normen afgeleid voor BDE-209 in bodem. Het REACH dossier dat beschikbaar is op de website van ECHA heeft wel een Predicted No Effect Concentratie (PNEC) voor bodem afgeleid, die gelijk is aan de PNEC uit het EU-Risk Assessment Report (RAR) (ECB, 2002).

Een volgende stap bestaat uit het afleiden van ecotoxicologische bodemnormen op basis van beschikbare ecotoxiciteitsgegevens voor bodemorganismen (Bierkens, 2001). Er werden geen primaire bronnen geconsulteerd maar in het REACH registratiedossier voor BDE-209 in de ECHA databank ([Registration Dossier - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu)) vinden we voor BDE-209 chronische ecotoxiciteitsgegevens voor twee verschillende taxonomische groepen, nl. terrestrische planten (Porch & Krueger, 2001) en bodeminvertebraten (ABC, 2001). Bijkomend treffen we in een risico-evaluatierapport voor persistente organische stoffen opgesteld door het Deense EPA (DEPA, 2012) een referentie aan in verband met een microbiële test op bodem (Sverdrup *et al.*, 2006).

In de eerste studie (Porch & Krueger, 2001) werden 6 verschillende plantensoorten (Tabel 32) voor 21 dagen blootgesteld aan BDE-209 volgens een standaardprotocol gespecificeerd in OECD testrichtlijn 208. De planten werden gekweekt op een kunstmatige zandleembodem. De nominale concentraties BDE-209 toegevoegd aan de bodems bij aanvang van het experiment bedroegen 391, 781, 1563, 3125 en 6250 mg/kg ds. Bij geen enkele van deze concentraties werden toxische effecten waargenomen. Op basis hiervan werd een No Observed Effect Concentration (NOEC) van ≥ 6250 mg/kg ds (nominaal) of ≥ 5349 mg/kg ds (meetwaarde bij aanvang) afgeleid.

Tabel 32: Beschikbare ecotoxiciteitsgegevens voor BDE-209 uit chronische testen op terrestrische planten, bodeminvertebraten en microbiële effecten (ECHA, REACH databank; Deense EPA, 2012)

Taxonomische groep	NOEC (mg/kg ds)
Terrestrische planten (Porch and Krueger, 2001)	
mais (<i>Zea mays</i>)	5349
ui (<i>Allium cepa</i>)	
raaigras (<i>Lolium perenne</i>)	
komkommer (<i>Cucumis sativa</i>)	
soja (<i>Glycine max</i>)	
tomaat (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	
Terrestrische invertebraten (ABC, 2001)	
regenworm (<i>Eisenia fetida</i>)	4910
Microbiële activiteit (Sverdrup <i>et al.</i> , 2006)	
nitrificatie	2274

⁵⁵ Persoonlijke communicatie Hendrik Van De Weghe, VITO

De chronische reproductietest op regenwormen (*Eisenia fetida*; ABC (2001) werd uitgevoerd volgens OECD 207 testrichtsnoer "Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida/andrei*)" met gebruik van OECD testbodem. De toegepaste nominale concentraties aan BDE-209 in de bodem waren 313, 650, 1250, 2500, en 5000 mg/kg ds.

Er werden geen significante effecten waargenomen op zowel overleving als reproductie. Bijgevolg werd een NOEC (No Observed Effect Concentration) van ≥ 5000 mg/kg ds (nominaal) of ≥ 4910 mg/kg ds (meetwaarde bij aanvang) afgeleid.

In deze studie werd eveneens de concentratie BDE-209 in de regenwormen gemeten na 28 dagen.

De concentraties aan BDE-209 waren telkens lager dan de LOQ ($< 0,75$ mg/kg vg) voor alle toegepaste concentraties.

Sverdrup *et al.* (2006) gingen de toxiciteit na van BDE-209 voor nitrificerende bacteriën. BDE-209 was niet toxisch bij de hoogst toegepaste (gemeten) concentratie van 2274 mg/kg in de bodem. De NOEC voor dit experiment bedraagt bijgevolg 2274 mg/kg ds.

Omdat er geen ecotoxicologische normen voor bodem beschikbaar zijn in de internationale literatuur werd onderzocht of op basis van het beperkt aantal beschikbare ecotoxiciteitsgegevens zelf ecotoxicologische bodemnormen kunnen worden afgeleid. De methodiek voor het afleiden van ecotoxicologische bodemnormen in Vlaanderen wordt samengevat in Cornelis en Touchant (2016). Een gedetailleerde uitwerking van de methode is beschreven in Bierkens (2001)⁵⁶. De methodiek is gebaseerd op de Canadese methode ontwikkeld door CCME (zie referentie 7) omdat in Canada met vergelijkbare bestemmingstypes in het bodembeleid wordt rekening gehouden.

In navolging met CCME maakt de Vlaamse methodiek onderscheid tussen effecten na directe blootstelling aan bodem van planten en dieren enerzijds en effecten op microbiële bodemprocessen anderzijds. Voor elk van beide aspecten wordt een afzonderlijke referentiewaarde afgeleid. Op basis van de eerste route wordt een Threshold Effect Concentration of TEC_{bodem} berekend. Op basis van de effecten op microbiële processen wordt een Nutrient and Energy Cycling Check value of $NECC_{\text{bodem}}$ berekend. In principe wordt de laagste van beide referentiewaarden weerhouden als ecotoxicologische bodemnorm, met dien verstande dat microbiële processen enkel in meer gevoelige bestemmingstypes (landbouw, wonen met moestuin en recreatie) in rekening worden gebracht.

De methode die wordt gebruikt om de TEC_{bodem} en $NECC_{\text{bodem}}$ te bepalen, hangt af van de aard en het aantal beschikbare data (Cornelis en Touchant, 2016). Wanneer een groot aantal gegevens uit chronische testen beschikbaar is kan gewerkt worden met een gevoeligheidsdistributie en de hieruit bepaalde percentielwaarden, de zogenaamde gewogen effect methode. Het percentage organismen dat effecten mag ondervinden zonder dat de vooropgestelde natuurwaarde voor het gekozen bestemmingstype wordt aangetast, varieert tussen verschillende bestemmingstypes. M.a.w. bij de bestemmingstypes landbouw, wonen en recreatie wordt de ecotoxicologische bodemsaneringsnorm vastgelegd op een niveau waarbij alleen minimale effecten op het ecosysteem zouden waargenomen worden. Bij de commerciële en industriële bestemmingstypes wordt de ecotoxicologische bodemsaneringsnorm vastgelegd op een niveau waarbij nadelige effecten in beperkte mate zouden optreden in minder dan de helft van de soorten.

Afleiding BSN_{eco} voor BDE-209:

Voor BDE-209 zijn slechts 2 NOEC waarden beschikbaar voor het afleiden van de TEC_{bodem} en 1 NOEC voor het afleiden van de $NECC_{\text{bodem}}$ of $NECC_{\text{bodem}}$. Deze dataset is te beperkt om te voldoen aan de voorwaarden voor het afleiden van een TEC_{bodem} of $NECC_{\text{bodem}}$ (zie Bijlage A).

⁵⁶ Dit document is nooit officieel gepubliceerd en daarom worden de voor dit rapport relevante delen opgenomen in addendum.

In het EU-RAR (ECB, 2002) en het REACH dossier werd een $PNEC_{soil}^{57}$ afgeleid van 98 mg/kg ds op basis van een NOEC voor terrestrische planten van 5349 mg/kg ds en een NOEC voor regenwormen van 4910 mg/kg van respectievelijk Pouch and Krueger (2001) en ABC (2001), met toepassing van een onzekerheidsfactor 50 op de laagste waarde (4910 mg/kg ds); een onzekerheidsfactor 50 werd toentertijd (in 2002) en ook in de huidige REACH guidance (ECHA, 2008b) voorgeschreven indien slechts 2 NOEC-waarden (van verschillende organismen) beschikbaar zijn, wat voor BDE-209 het geval is. $PNEC_{bodem}$ is momenteel niet opgenomen in de richtlijnen voor bodemnormering (Cornelis & Touchant, 2016). Maar in de afleiding van milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater is volgens de EU-wetgeving de $PNEC_{oppervlaktewater}$ een belangrijke parameter; om de aanpak voor bodem en water op elkaar af te stemmen is het het overwegen waard om de $PNEC_{bodem}$, naast de Canadese aanpak, op te nemen in de richtlijnen voor bodemnormering als element in de ecotoxicologische onderbouwing van bodemnormen. De afleiding van de $PNEC_{bodem}$ houdt geen rekening met het bestemmingstype. $PNEC_{bodem}$ is enkel gebaseerd op nadelige effecten op ongewervelde bodemorganismen (vb. regenwormen), micro-organismen en planten via direct bodemcontact (ECHA, 2008a), en houdt geen rekening met opname via bodem- en voederplanten door grazers, wat de CCME-methode voor landbouwgebied wel doet. Analooq aan de CCME-benadering waarin een zekere mate van effect getolereerd wordt voor minder gevoelige vormen van landgebruik zoals industrie- en commerciële zone, wordt voorgesteld de $PNEC_{bodem}$ niet te gebruiken als BSN voor bestemmingstype industrie.

Op basis van de discussie hierboven wordt de $PNEC_{bodem}$ van 98 mg/kg ds geselecteerd als BSN_{eco} voor bestemmingstypes landbouw (II), wonen met tuin (III) en verblijfsrecreatie (IV). Voor bestemmingstype Industrie achten we de BSN_{eco} in het geval van BDE-209 niet van toepassing. De $PNEC_{bodem}$ van BDE-209 ligt hoger dan de BSN gebaseerd op humane toxicologie voor bestemmingstypes II en III en lager voor bestemmingstype IV (Tabel 34).

9.4 Richtwaarden

Om de richtwaarde of waarde vrij gebruik te bepalen, wordt de impact door verspreiding op bodem en grondwater berekend voor 3 standaardscenario's (voor meer details zie Broos et al., 2015):

- een opvulling in grondwater van een materiaal gevoelig voor uitloging (K_d , Q10)
- een ophoging met een materiaal gevoelig voor uitloging (K_d , Q10)
- een ophoging met een materiaal dat als gemiddeld gevoelig voor uitloging beschouwd kan worden (K_d , Q50)

Voor het grondwatercompartiment wordt gesteld dat de berekende maximale concentratie voor een bepaalde toepassing nooit de veilige concentratie in grondwater mag overschrijden. Deze veilige concentratie wordt gelijkgesteld aan de voorgestelde bodemsaneringsnorm van 42 µg/l. Voor het bodemcompartiment mag bij een ophoging de berekende gemiddelde concentratie in de toplaag (0-30 cm) onder de ophoging na 100 jaar de veilige concentratie in bodem niet overschrijden. De veilige concentratie wordt hier gelijkgesteld aan 60% van bodemsaneringsnorm type II of 5,64 mg/kg ds.

De K_d -waarde die gebruikt wordt in de berekeningen is afgeleid uit de experimenten van SWECO op sedimenten in Vlaanderen. Uit de proeven werd in het kader van deze berekeningen een K_d -waarde van 214650 L/kg afgeleid, overeenstemmend met een K_{oc} -waarde van 18504128 L/kg. In de scenario's is de K_{oc} -waarde toegepast omdat op die manier er een onderscheid gemaakt kan worden tussen bodems gevoelig voor uitloging en bodems gevoelig voor accumulatie van stoffen op basis van een vooropgestelde fractie organische koolstof in de bodem.

⁵⁷ Predicted No Effect Concentration in de bodem: Berekende concentratie in de bodem waarbij wordt verondersteld dat er na chronische blootstelling geen effecten optreden voor bodemorganismen; wordt berekend uit gemeten effectgegevens en met toepassing van onzekerheidsfactoren.

De Koc-waarde bepaald op basis van de metingen van SWECO ligt een factor 2,7 lager dan deze bepaald uit de Kom-waarde uit de literatuur, en wordt als meer conservatief beschouwd.

In Tabel 32 staan de resultaten voor de risicogebaseerde grenswaarden voor de 3 beschouwde scenario's. Gezien de stof BDE-209 niet mobiel is, is de accumulatie in bodem bepalend in de normberekening. Uit de berekeningen blijkt dat bij een waarde van 652 mg/kg ds in de ophoging met een materiaal gevoelig voor uitloging de veilige concentratie in bodem (van 5,64 mg/kg ds) net bereikt wordt. Bij die concentratie in de ophooglaag is de berekende maximale concentratie in grondwater 6,2 µg/l en 35 µg/l voor een opvulling, waarbij beide waarden lager liggen dan de veilige concentratie in grondwater van 42 µg/l. Daarom wordt de waarde van 652 mg/kg ds weerhouden als strengste risicogebaseerde grenswaarde.

Tabel 33: Berekende risicogebaseerde grenswaarden voor BDE-209 voor een opvulling (GW1), een ophoging met een bodem gevoelig voor uitloging (GW2) en een ophoging met een bodem gemiddeld gevoelig voor uitloging (GW3)

	GW1 (mg/kg ds)	GW2 (mg/kg ds)	GW3 (mg/kg ds)
BDE-209	>652	652	>652

GRENSWAARDE 1: de concentratie die maximaal toelaatbaar is voor een opvulling in grondwater van een materiaal gevoelig voor uitloging (K_d , Q10); **GRENSWAARDE 2:** het minimum van de concentraties die maximaal toelaatbaar zijn in het grondwater en de bodem bij een ophoging met een materiaal gevoelig voor uitloging (K_d , Q10); **GRENSWAARDE 3:** het minimum van de concentraties die maximaal toelaatbaar zijn in het grondwater en de bodem bij een ophoging met een materiaal dat als gemiddeld gevoelig voor uitloging beschouwd kan worden (K_d , Q50)

9.5 Integratie en evaluatie

9.5.1 Bodem

De berekeningen voor het afleiden van de bodemsaneringsnormen voor BDE-209 werden uitgevoerd in een aangepaste versie van S-Risk (1.3.3) om de transfer naar planten op basis BCF factoren ten opzichte van het vaste deel van de bodem toe te laten, in tegenstelling van de gebruikelijke werkwijze waar de BCF factoren voor organische stoffen in S-Risk worden uitgedrukt op basis van poriewaterconcentraties. Alle parameterwaarden die worden gebruikt voor de finale humaan toxicologische normen staan samengevat in de stoffenfiche in bijlage Wat betreft de transfer naar dierlijke en plantaardige producten zijn slechts een beperkt aantal data beschikbaar en is de onzekerheid groot.

Er werden geen instanties gevonden die ecotoxicologisch onderbouwde waarden hebben afgeleid, behalve het EU-RAR (ECB, 2002) dat een $PNEC_{\text{bodem}}$ bevat. Daarom werd de ecotoxicologische onderbouwing gebaseerd op beschikbare testresultaten. De dataset bleek echter te beperkt te zijn om te voldoen aan de voorwaarden van de Canadese methode, die is opgenomen in de richtlijnen voor BSN. Daarom werd de $PNEC_{\text{bodem}}$ weerhouden als BSN_{eco} .

Er zijn momenteel onvoldoende meetgegevens beschikbaar om betrouwbare streefwaarden af te leiden. De streefwaarde voor niet van nature voorkomende stoffen wordt gelijk gesteld aan de aantoonbaarheidsgrens, indien de streefwaarde gelijk is aan de aantoonbaarheidsgrens, dan moet de bodemsaneringsnorm over het algemeen een factor 5 hoger liggen dan deze streefwaarde (Cornelis & Touchant, 2016). De aantoonbaarheidsgrens voor BDE-209 in bodem is 30 µg/kg ds. De berekende BSN ligt meer dan een factor 5 hoger dan de aantoonbaarheidsgrens (streefwaarde).

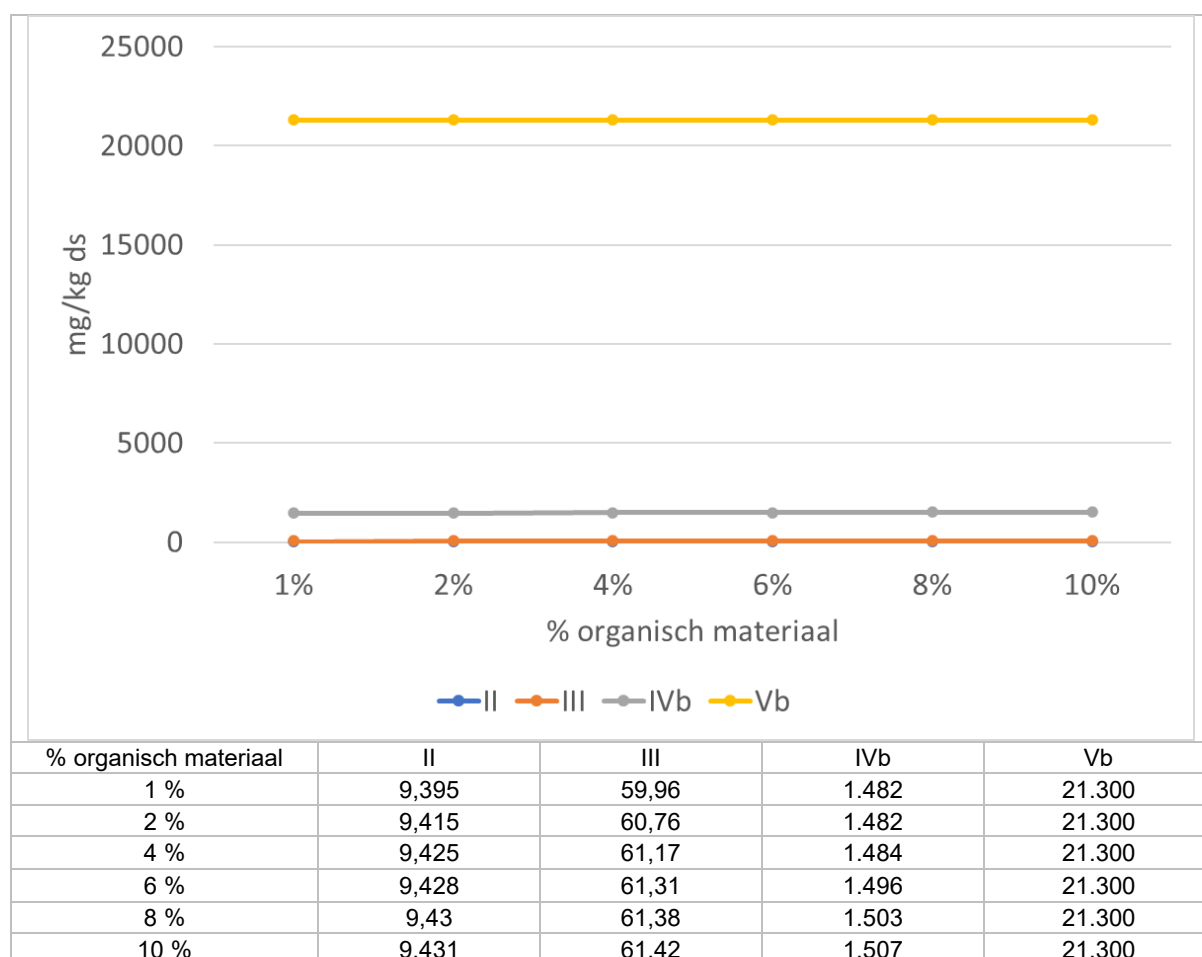
Een vergelijking van de voorgestelde humaan- en ecotoxicologische normen, afgerond naar 2 beduidende cijfers, wordt gegeven in Tabel 34. De humaan toxicologische normen zijn de meest strenge normen voor bestemmingstypes II en III en worden weerhouden als normvoorstel voor de bodem. Voor bestemmingstype IV is de op ecotox gebaseerde waarde de meest strenge waarde, deze wordt weerhouden als voorstel voor de bodemnorm.

Voor bestemmingstype V is de humaan toxicologisch berekende norm hoger dan de op UTC gebaseerde concentratie (500 mg/kg – omgerekend 577 mg/kg ds voor bodem) wat wil zeggen dat een concentratie zou toegestaan worden die hoger ligt dan de toegelaten concentratie in POP houdend afval. Om deze reden gebeurt hier een beleidsmatige bijstelling naar 577 mg/kg ds (afgerond 580 mg/kg ds). Alle voorgestelde BSN zijn meer dan een factor 5 hoger dan de streefwaarde voor BDE-209 in de bodem.

Tabel 34: De voorgestelde BSN voor bodem (mg/kg ds,) voor BDE-209 met in het vet de te verkiezen waarde (afgerond op 2 beduidende cijfers).

	II	III	IV	V
Vlarebo	-	-	-	-
Voorstel humaan tox	9,4	61	1.500	21.000
Voorstel ecotox	98	98	98	-
Beleidsmatige bijstelling POP verordening				580
Streefwaarde (aantoonbaarheidsgrens)	0,03	0,03	0,03	0,03

De omrekening van de voorgestelde – humaan toxicologisch onderbouwde – normen in functie van het gehalte organisch materiaal is opgenomen in Figuur 10. Hiervoor werd het standaard bodemtype (generic soil in S-Risk) genomen en werd alleen het gehalte organisch materiaal gewijzigd. De impact van het gehalte organisch materiaal is zeer klein.



Figuur 10: Variatie van de voorgestelde normen voor BDE-209 in functie van organisch materiaal.

9.5.2 Grondwater

De BSN voor grondwater heeft een humaan toxicologische onderbouwing, en komt overeen met de drinkwaternorm indien deze een toxicologische basis heeft (Cornelis & Touchant, 2016). De voorgestelde BSN grondwater bedraagt **42 µg/l** en is gebaseerd op de RfD van US-EPA (2008a). De streefwaarde wordt gelijkgesteld aan de aantoonbaarheidsgrens, 0,02 µg/l.

9.5.3 Richtwaarden

Voor de richtwaarde voor een organische parameter met een streefwaarde bepaald door de aantoonbaarheidsgrens gelden volgende randvoorwaarden:

- De richtwaarde is minimaal gelijk aan 3 keer de streefwaarde
- De richtwaarde is maximaal gelijk aan 80% van de bodemsaneringsnorm voor type I/II

Gezien de strengste berekende risicogebaseerde grenswaarde van 652 mg/kg ds hoger ligt dan BSN type II wordt hier de tweede randvoorwaarde toegepast en bedraagt de richtwaarde **7,52 mg/kg ds** of **7,5 mg/kg ds** (afgerond op 2 beduidende cijfers), de waarde die overeenkomt met 80% van BSN type II.

9.5.4 Voorstel waarde bouwkundig bodemgebruik

De waarde bouwkundig bodemgebruik wordt bepaald op basis van de berekende risicogebaseerde grenswaarden en begrensd door de bodemsaneringsnorm van het minst kwetsbare bestemmingstype.

De strengste berekende risicogebaseerde grenswaarde is 652 mg/kg ds. De bodemsaneringsnorm type V bedraagt 21.300 mg/kg ds en ligt hoger. Daarom wordt voorgesteld de berekende waarde van **652 mg/kg ds** te weerhouden als waarde bouwkundig bodemgebruik. De voorgestelde waarde bouwkundig bodemgebruik van 652 mg/kg ds die overeen komt met de strengste berekende risicogebaseerde grenswaarde gebaseerd op het risico voor verspreiding naar bodem en grondwater, wordt op dezelfde wijze als de BSN type V bijgesteld naar **580 mg/kg ds**

10 VERGELIJKING MET BUITENLANDSE NORMEN

10.1 Bodem

Buitenlandse normen zijn opgezocht om ze te kunnen vergelijken met de voorgestelde bodemnormen. Enkel US EPA (2017) heeft screeningniveaus berekend, zijnde 440 mg/kg ds voor wonen, 3300 mg/kg ds voor industrie en 110 µg/l voor leidingwater⁵⁸. De waarde voor wonen is gebaseerd op de chronische orale Rfd van 0,007 mg/kg lg.d. van US EPA (2008a). De waarden voor industrie en leidingwater zijn gebaseerd op carcinogene effecten (extra kankerrisico 1.10^{-6}) omdat deze waarden voldoen aan de regel dat de screeningwaarde op basis van niet-carcinogene effecten lager is dan 10x de screeningwaarde voor carcinogene effecten (= extra kankerrisico 1.10^{-5}). De screeningwaarde voor bodem voor de bescherming van grondwater bedraagt 62 mg/kg ds en is eveneens gebaseerd op een extra kankerrisico van 1.10^{-6} . Inname via eigen geteelde voeding (groenten) wordt hierbij niet in rekening gebracht.

10.2 Sediment

In Nederland is voor decaBDE een indicatieve humaan toxicologie-gebaseerde advieswaarde (HTBA) van 79 mg/kg ds afgeleid voor sediment; dit is geen wettelijke norm (Rijkswaterstaat, 2000). Een advieswaarde gebaseerd op ecotoxicologie is niet beschikbaar.

10.3 Grondwater

De berekende BSN grondwater bedraagt **42 µg/l**. Deze waarde is gebaseerd op een referentiewaarde voor niet-carcinogene effecten. De enige instantie die een limiet heeft voor drinkwater is US-EPA, met een waarde van 500 µg/l (geen norm) voor carcinogene effecten en een extra kankerrisico van 1.10^{-5} (US-EPA, 2008a). Deze waarde is 10x hoger dan het voorstel van BSN grondwater (42 µg/l). De screeningwaarde voor leidingwater in de VSA bedraagt 110 µg/l bij een extra kankerrisico van 1.10^{-6} .

⁵⁸ [404331.xlsx \(live.com\)](#)

11 BESLUIT

Het voorliggend rapport betreft een voorstel voor de bodemsaneringsnormen voor Decabroomdifenyylether (BDE-209 of deca BDE).

Het rapport bespreekt in detail de elementen van het voorstel. De informatie is samengevat in een stoffenfiche (BIJLAGE D: stoffenfiche BDE-209), die als basis dient voor de invoer van de gegevens in het S-Risk model. De transferberekeningen naar dierlijke en plantaardige producten zijn onzeker, op basis van een validatieoefening werd naar best vermogen een keuze gemaakt tussen de beschikbare transferfactoren.

Via het S-Risk model (www.s-risk.be) worden voorstellen voor bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde berekend. De informatieverzameling volgt de richtlijnen zoals opgenomen in Cornelis and Touchant (2016). Het S-Risk model dient aangepast te worden om BCF factoren uitgedrukt op basis van droge stofgehalten in de bodem te kunnen invoeren. De voor de normering gehanteerde toxicologische referentiewaarden zijn gebaseerd op US-EPA (2008a) voor drempel effecten en niet-drempel effecten.

Volgende voorstellen BSN voor BDE-209 werden berekend voor de verschillende scenario's en voor de verschillende bestemmingstypes (mg/kg ds):

Tabel 35: Streefwaarde en berekende bodemsaneringsnormen voor BDE-209 (mg/kg ds) met in het vet gedrukt de te verkiezen waarde.

Bestemmingstype Vlarebo	II	III	IV	V
	-	-	-	-
Voorstel humantox US-EPA (2008a)	9,4	61	1.500	21.000
Voorstel ecotox ECB (2002)	98	98	98	-
Beleidsmatige bijstelling POP verordening				580
Streefwaarde (aantoonbaarheidsgrens)	0,03	0,03	0,03	0,03

Voor bestemmingstype IV is de op ecotox gebaseerde waarde de meest strenge waarde, deze wordt weerhouden als voorstel voor de bodemnorm. Alle voorgestelde BSN zijn meer dan een factor 5 hoger dan de streefwaarde voor BDE-209 in de bodem. De impact van het gehalte organisch materiaal in de bodem op de berekende BSN is beperkt.

Bestemmingstype II (landbouw) wordt gedomineerd door de consumptie van zelf geteelde dierlijke producten (ongeveer 73%), gevolgd door de consumptie van zelf geteelde groenten (ongeveer 25%). Voor bestemmingstype III (wonen met moestuin) is de belangrijkste blootstellingsroute de consumptie van zelf geteelde groenten (ongeveer 86%), gevolgd door dermale blootstelling via bodem en stof (ongeveer 8%) en ingestie van bodem en stof (ongeveer 4,5%). Voor verblijfsrecreatie (IVb) is de belangrijkste blootstellingsroute dermaal via bodem en stof (ongeveer 76%), gevolgd door ingestie van bodem en stof (ongeveer 21%). Bij zware industrie (Vb) zijn de belangrijkste blootstellingsroutes ingestie van bodem en stof (ongeveer 77%) en dermaal contact met bodem en stof (ongeveer 22%).

De BSN voor grondwater heeft een humantoxicologische onderbouwing, en komt overeen met de drinkwaternorm indien deze een toxicologische basis heeft (Cornelis & Touchant, 2016). De voorgestelde BSN grondwater bedraagt 42 µg/l en is gebaseerd op de RfD van US-EPA (2008a).

De voorgestelde richtwaarde voor bodem is 7,5 mg/kg ds en komt overeen met 80% van de voorgestelde BSN type II. De voorgestelde waarde bouwkundig bodemgebruik van 652 mg/kg ds die overeen komt met de strengste berekende risicogebaseerde grenswaarde gebaseerd op het risico voor verspreiding naar bodem en grondwater, wordt op dezelfde wijze als de BSN type V bijgesteld naar 580 mg/kg ds.

BIJLAGE A – METHODIEK VOOR DE AFLEIDING VAN ECOTOXICOLOGISCHE NORMEN

Voor het berekenen van de bodemnormen schrijft de methodiek voor het afleiden van ecotoxicologische normen, naargelang het aantal en de aard van de beschikbare literatuurgegevens, één van de drie volgende methoden voor:

1. Bij voldoende chronische gegevens past men de Weight of Evidence (Gewogen Effect)- methode toe. Hiervoor neemt men het 25^{ste} percentiel van de NOEC⁵⁹ en LOEC⁶⁰ frequentiedistributie en deelt men door een onzekerheidsfactor om een Threshold Effect Concentration (TEC) af te leiden.
2. Bij onvoldoende data wordt de laagst gevonden chronische LOEC gedeeld door een onzekerheidsfactor om een TEC-waarde te bekomen, dit is de LOEC-methode.
3. Wanneer er enkel acute toxiciteitsgegevens voorhanden zijn past men de Mediaan Effect-methode toe en wordt de laagst gerapporteerde EC₅₀⁶¹ of LC₅₀⁶² gedeeld door een onzekerheidsfactor om de TEC-waarde af te leiden.

Afhankelijk van het aantal gegevens wordt 1 van de drie methodes toegepast.

Afleiden van TEC_{bodem}

Voor BDE-209 zijn slechts 2 NOEC waarden beschikbaar voor het afleiden van de TEC_{bodem} . Bijgevolg zijn methodes 1 (veel data) en 3 (enkel acute data) niet van toepassing. Voor methode 2 (de LOEC-methode) gelden de volgende voorwaarden:

- minimaal 3 studies waarin een NOEC en LOEC als eindpunt zijn opgenomen; waarvan
- minimaal 1 test op terrestrische invertebraten; en
- minimaal 1 testen op terrestrische planten.

Er zijn slechts 2 studies beschikbaar, dus de LOEC-methode kan niet worden toegepast.

Afleiden van $NECC_{bodem}$

Voor BDE-209 is slechts 1 NOEC voor het afleiden van de $NECC_{bodem}$ beschikbaar. Bijgevolg zijn methodes 1 (veel data) en 3 (enkel acute data) niet van toepassing. Voor methode 2 (de LOEC-methode) gelden de volgende voorwaarden:

- minimaal 3 studies waarin een NOEC en LOEC als eindpunt zijn opgenomen;
- de LOEC waarden uit de C-cyclus en N-mineralisatie overschrijden nooit een respons van 40%;
- LOEC waarden voor N-fixatie of nitrificatie studies bij eenmalige dosis zijn $> EC_{15}$ en $< EC_{40}$;
- LOEC waarden voor C-cyclus en N-mineralisatie studies bij eenmalige dosis zijn $> EC_{15}$ en $< EC_{25}$.

Er is slechts 1 studie beschikbaar, dus de LOEC-methode kan niet worden toegepast.

⁵⁹ No Observed Effect Concentration: laagste concentratie in de bodem waarbij geen effecten worden waargenomen bij de bestudeerde organismen

⁶⁰ Lowest Observed Effect Concentration: laagste concentratie in de bodem waarbij effecten worden waargenomen bij de bestudeerde organismen

⁶¹ Concentratie in de bodem waarbij voor 50% van de beschouwde organismen na blootstelling een aan de bestudeerde stof gerelateerd effect wordt waargenomen.

⁶² Concentratie in de bodem waarbij voor 50% van de beschouwde organismen na blootstelling een aan de bestudeerde stof gerelateerde letale effecten worden waargenomen.

BIJLAGE B – MODEL VOORT BEREKENEN VAN BTF_{SPIER} (TAKAKI ET AL., 2015)

Takaki *et al.* (2015) hebben een biotransfer (BTF) model ontwikkeld voor specifieke organische polluenten, waaronder PBDE's, dat biotransfer naar vlees van vleesrunderen (spieren, beef) en melk berekent, voor gebruik in humane risicobeoordeling. Toxicokinetiek speelt een cruciale rol in de BTF. De auteurs veronderstelden dat de log BTF daalt naarmate de eliminatie toeneemt. Metabolisatie blijkt een sleutelparameter te zijn voor de BTF; de auteurs berekenden de mate van metabolisatie voor micro-organismen (biodegradatie) en vissen, met behulp van gepubliceerde, vrij beschikbare modellen.

De mate van metabolisatie door micro-organismen werd geschat met BioWin⁶³. Biowin bevat verschillende biodegradatiemodellen, model 4 werd gebruikt. De vergelijking voor metabolisatie door micro-organismen ($k_{\text{metBiowin}}$) is:

$$k_{\text{metBiowin}} = \frac{\ln(2)}{3200 * e^{-2.2 * (\text{Biowin4 score})}}$$

De mate van metabolisatie in vis (k_{metFish}) is het gemiddelde van de waarden berekend met de 2 volgende biotransformatiemodellen: EPI-HL⁶³ and IFS-HL⁶⁴.

Elke mate van metabolisatie werd dan omgezet naar metabolisatie in vee door te vermenigvuldigen met een correctiefactor gebaseerd op Arnot *et al.* (2010).

Takaki et al., (2015) definieerden BTF als

$$BTF = \frac{\text{concentratie in spier of melk (mg.kg}^{-1}\text{)}}{\text{dagelijkse inname van de chemische stof (mg.kg}^{-1}\text{)}}$$

Voor BTF_{spier} werd de volgende regressievergelijking afgeleid:

$$\log BTF_{\text{spier}} = 0.96 * \log((k_{\text{metBiowin}} * k_{\text{metFish}})^{-1}) - 4.35$$

Voor BTF_{melk} werd de volgende regressievergelijking afgeleid:

$$\log BTF_{\text{spier}} = 0.64 * \log((k_{\text{metBiowin}} * k_{\text{metFish}})^{-1}) - 4.37$$

Statistiek:

Het aantal gemeten waarden dat gebruikt werd was 32 voor de ontwikkeling van het BTF_{spier}-model en 51 voor het BTF_{melk}-model. De auteurs ontwikkelden telkens 3 verschillende modellen voor zowel BTF_{spier} als BTF_{melk}; de modellen die hierboven beschreven zijn hadden de beste statistische prestaties. Ter vergelijking is ook de statistiek van Travis and Arms (1988) and EUSES opgenomen:

Model	BTF _{spier}			BTF _{melk}		
	r ²	RSS ⁶⁵	S _e ⁶⁶	r ²	RSS	S _e
Takaki <i>et al.</i> (2015)	0,73	15	0,70	0,68	51	0,63
Travis and Arms (1988)	-	196	1,24	-	166	1,35
EUSES	-	117	1	-	114	1,12

⁶³ EPI Suite™-Estimation Program Interface | US EPA

⁶⁴ Brown et al., (2012), available via [Eas-E-Suite - ARC Arnot Research & Consulting](#)

⁶⁵ Residual sum of squares, geeft een indicatie van de absolute verschillen tussen waargenomen en geschatte waarden; hoe lager RSS hoe nauwkeuriger het model

⁶⁶ Standaardfout; hoe lager S_e hoe nauwkeuriger het model

BIJLAGE C – VALIDATIE VAN DE BTF-TRANSFERBEREKENINGEN IN S-RISK GEBRUIK MAKEND VAN DE FORMULES VAN TRAPP VOOR DE BCF

In aanvulling op de validatieberekeningen in paragraaf 5.3.1 werden analoge berekeningen uitgevoerd voor een combinatie van BCF-factoren berekend met de formules van Trapp en BTF factoren enerzijds berekend met Takaki *et al.* (2015) en anderzijds met Travis and Arms (1988).

Uit de berekeningen blijkt dat de impact van de toegepaste BTF factoren groot is, een verschil van een factor 10 op de berekende BSN-norm voor bestemmingstype landbouw wanneer voor de concentraties in planten gebruik zou gemaakt worden van de formules van Trapp.

Tabel 36: Berekende BTF en voorstellen BSN type II met BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) en Travis and Arms (1988). De BCF werd berekend met het Trapp model.

	Takaki <i>et al.</i> (2015)	Travis and Arms (1988)
Voorstel BSN type II (mg/kg ds)	343	32,6
BTF vlees en organen (mg/kg vg)/(mg/d)	$1,12 \cdot 10^{-3}$	0,10
BTF melk (mg/kg vg)/(mg/d)	$4,60 \cdot 10^{-5}$	$1,59 \cdot 10^{-2}$

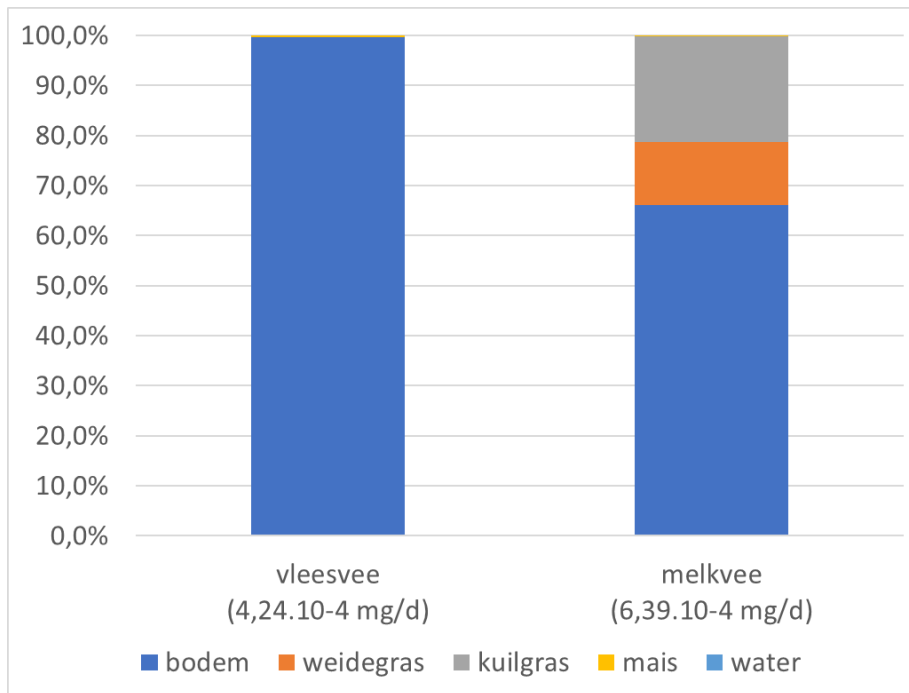
In S-Risk applicatie II werden vervolgens locatiespecifieke berekeningen uitgevoerd bij een bodemconcentratie BDE-209 van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds als *proxy* voor de achtergrondconcentratie in bodem in Vlaanderen.

De berekende concentraties in melk, boter en vlees gebruik makend van BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) versus Travis and Arms (1988) en bij een bodemconcentratie van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds (*proxy* achtergrondconcentratie bodem) staan in Tabel 21. In deze tabel staan ook literatuurbedata voor BDE-209 concentraties in levensmiddelen van dierlijke oorsprong. De meeste literatuurbedata zijn echter niet gebaseerd op analyses van boerderijproducten, maar wel op analyses van producten aangekocht in de winkel. Voor deze producten moet rekening gehouden worden met de mogelijkheid dat er bijkomende contaminatie is opgetreden tijdens de verwerking of het verpakken ervan. Bovendien kan het land van herkomst een belangrijke rol spelen, in een aantal regio's ligt het gebruik van commerciële PBDE-mengsels hoger dan in andere regio's, waardoor de concentraties in levensmiddelen eveneens kunnen toenemen (Rivière *et al.*, 2014).

Tabel 37: Berekende BDE-209 concentraties in vlees, organen, melk en boter met BTF factoren berekend met Takaki *et al.* (2015) en Travis and Arms (1988) bij een bodemconcentratie van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds. De concentraties in veevoeder werden met de formules van Trapp berekend.

µg/kg vg	Vlees, organen	Melk	Boter
Takaki <i>et al.</i> (2015)	$4,75 \cdot 10^{-4}$	$2,94 \cdot 10^{-5}$	$6,24 \cdot 10^{-4}$
Travis and Arms (1988)	$4,24 \cdot 10^{-2}$	$1,01 \cdot 10^{-2}$	$2,20 \cdot 10^{-1}$

Om na te gaan welke blootstellingsroutes voor het vee het meeste bijdragen aan de berekende gehalten in dierlijke producten werden bij *proxy* achtergrondconcentratie in de bodem van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds BDE-209 berekeningen uitgevoerd die toelaten om de blootstelling van vee op te splitsen in bodem, weidegras, kuilgras, mais en water (Figuur 8). Deze berekeningen werden uitgevoerd voor veevoederconcentraties berekend met Trapp formules. Voor vlees- en melkvee is de blootstelling via de ingestie van bodemdeeltjes de belangrijkste route bij gebruik van de Trapp formules.



Figuur 11: Aandeel van bodem, gras, mais en water in totale inname van vlees-en melkvee bij een proxy achtergrondconcentratie in de bodem van $1,53 \cdot 10^{-3}$ mg/kg ds BDE-209. De concentraties in de veevoedergewassen werden berekend met Trapp. De totale dagelijkse inname van het vee staat tussen haakjes.

BIJLAGE D – STOFFENFICHE BDE-209

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Naam			
CAS nummer		1163-19-5	
EG nummer			
Type			
Dissociërend		neen	
Zuurconstante (pKa)		/	BDE-209 wordt niet verwacht te dissociëren onder normale omgevingsomstandigheden (NICNAS, 2019).
Molmassa	g/mol	959,2	
Oplosbaarheid	mg/l	$2,23 \cdot 10^{-3}$ (2,23 µg/l)	Wania and Dugani (2003) Oplosbaarheid onderkoelde vloeistof bij 25 °C
Dampdruk	Pa	$1,12 \cdot 10^{-8}$	dampdruk en de oplosbaarheid van de onderkoelde vloeistof, geometrisch gemiddelde van de beschikbare waarden bij 25 °C
Henry-coëfficiënt	Pa m³/mol	$2,66 \cdot 10^{-3}$	geometrisch gemiddelde van vijf experimentele en gemodelleerde waarden bij 25°C
log Kow	g/g	9,11	Geometrisch gemiddelde experimentele waarden
Kow		$1,29 \cdot 10^9$	
log Koc	dm³/kg	Predominantly hydrophobic chemicals	Berekend in S-Risk op basis van Kow
Koc			Berekend in S-Risk op basis van Kow
Log Koa	g/g		
BCF	(mg/kg ds)/(mg/m³)		BCF factoren, zie extra tabel
Dpe	m²/d	$1,4 \cdot 10^{-6}$	
Dpvc	m²/d	$1,4 \cdot 10^{-9}$	
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m²/d		
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m²/d		
Kp	[cm/h]	0,725	Berekend (DermWin)
Fraction absorbed water (FA)	-	1	Cornelis <i>et al.</i> (2019)
ABS dermaal bodem/stof	-	0,1	US-EPA (2004)
RBA bodem/stof	-	0,96	Pan <i>et al.</i> (2016)
BTF rundsvlees	d/kg		Berekend in S-Risk
BTF schapenvlees	d/kg		Berekend in S-Risk
BTF lever	d/kg		Berekend in S-Risk
BTF nier	d/kg		Berekend in S-Risk
BTF melk	d/kg		Berekend in S-Risk
BTF bodem – ei	d/kg	/	
BTF voeder - ei	d/kg	/	

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Carcinogeniteit	Group 3 Suggestief bewijs voor carcinogeen potentieel		IARC (1990a) US-EPA (2008a)
Systemische effecten drempel			
TDI oraal	mg/kg.d	0,007	US-EPA (2008a)
TCL inhalatoir	mg/m ³	0,025	Berekend uit TDI oraal
TDI dermaal	mg/kg.d	1,82.10 ⁻³	Berekend uit TDI _{oraal} en ABS _{oraal} (0,26)
uitmiddeling - leeftijden			
Systemische effecten zonder drempel			
Hellingsfactor oraal	(mg/kg.d) ⁻¹	0,0007	US-EPA (2008a)
Eenheidsrisico inhalatoir	(mg/m ³) ⁻¹	5,2.10 ⁻⁸	Berekend uit orale hellingsfactor
Hellingsfactor dermaal	(mg/kg.d) ⁻¹	0,0027	Berekend uit orale hellingsfactor en ABS _{oraal}
Limiet in lucht	mg/m ³	0,025	toxicologische referentiewaarde
Limiet in drinkwater	mg/m ³	500	US-EPA (2008a) afgeleid van orale hellingsfactor 2.10 ⁻⁸ (µg/l) ⁻¹
Gewasnorm	mg/kg vg	/	
Vleesnorm		/	
Rundsvlees	mg/kg vg	/	
Schapenvlees	mg/kg vg	/	
Lever	mg/kg vg	/	
Nier	mg/kg vg	/	
Melk	mg/kg vg	/	
Boter	mg/kg vg	/	
Ei	mg/kg vg	/	
Achtergrond voeding alle leeftijdscategorieën met inbegrip van kinderen	mg/kg dag	4,34.10 ⁻⁶ (1 - < 3 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
	mg/kg dag	3,417.10 ⁻⁶ (3 - < 6 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
	mg/kg dag	2,754.10 ⁻⁶ (6 - < 10 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
	mg/kg dag	2,100.10 ⁻⁶ (10 - < 15 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
	mg/kg dag	1,705.10 ⁻⁶ (15 - < 21 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
	mg/kg dag	1,585.10 ⁻⁶ (21 - < 31 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
	mg/kg dag	1,442.10 ⁻⁶ (≥ 31 jr)	Cornelis <i>et al.</i> (2009) en extrapolatie
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond kool	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	38.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	556.10 ⁻⁶	Cornelis <i>et al.</i> (2009)

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	$93 \cdot 10^{-6}$	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond melk	mg/kg vg	$30 \cdot 10^{-6}$	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond boter	mg/kg vg	$712 \cdot 10^{-6}$	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond eieren	mg/kg vg	$5 \cdot 10^{-6}$	Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond buitenlucht	mg/m ³	$1,045 \cdot 10^{-8}$	Mediane waarde literatuurbedata
Achtergrond binnenlucht	mg/m ³	$1,045 \cdot 10^{-8}$	Gelijkgesteld aan buitenluchtconcentratie
Achtergrond drinkwater	mg/m ³	0	Cornelis <i>et al.</i> (2009)

BCF factoren voor overdracht van BDE-209 van bodem naar plant, uitgedrukt in (mg/kg ds plant)/(mg/kg ds bodem).

Plant	BCF of BCF-model	Referentie
aardappelen		
aardappelen	0,1703	Wang <i>et al.</i> (2016a); Wang <i>et al.</i> (2016b)
wortel- en knolgewassen		
wortelen	0,2034	Wang <i>et al.</i> (2011); Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2016)
schorseneren	0,1480 = gemiddelde wortel- en knolgewassen	
andere wortelgewassen (zoals radijs)	0,0925	Huang <i>et al.</i> (2010)
bolgewassen		
bolgewassen (zoals ui)	0,2904	Wang <i>et al.</i> (2016a); Wang <i>et al.</i> (2016b)
prei	0,2904 = ui	
vruchtgewassen		
tomaat	1,5800	Navarro <i>et al.</i> (2017)
komkommer	0,0271	Wu <i>et al.</i> (2018)
andere vruchtgewassen (zoals paprika)	0,8036 = gemiddelde vruchtgewassen	
kolen		
kool	0,2984	Wang <i>et al.</i> (2011)
bloemkool en broccoli	0,1599	Wang <i>et al.</i> (2011)
spruitjes	0,2292 = gemiddelde kolen	
bladgewassen		
sla	0,3291	Bizkarguenaga <i>et al.</i> (2016) Wang <i>et al.</i> (2011)
veldsla	0,3291 = sla	
andijvie	0,2745 = gemiddelde bladgewassen	
spinazie	0,0548	Wu <i>et al.</i> (2018)
witlof	0,2745 = gemiddelde bladgewassen	
selder	0,4396	Wang <i>et al.</i> (2016a); Wang <i>et al.</i> (2016b)
peulvruchten		
bonen	0,0900 = erwten	
erwten	0,0900	Wang <i>et al.</i> (2011)
grassen		
gras	0,0729	Huang <i>et al.</i> (2010) Xie <i>et al.</i> (2013)
granen		
maïs	0,0278	Navarro <i>et al.</i> (2017) Wu <i>et al.</i> (2018)

REFERENTIES

- ABC (2001) Effects of decabromodiphenyl oxide on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Study Number 46540, ABC Laboratories Inc., Columbia, Missouri.
- Alliot, F., Moreau-Guigon, E., Bourges, C., Desportes, A., Teil, M.-J., Blanchard, M. & Chevreuil, M. (2014) A multi-residue method for characterization of endocrine disruptors in gaseous and particulate phases of ambient air. *Atmospheric Environment*, **92**, 1-8.
- Antignac, J.P., Cariou, R., Zalko, D., Berrebi, A., Cravedi, J.P., Maume, D., Marchand, P., Monteau, F., Riu, A., Andre, F. & Le Bizec, B. (2009) Exposure assessment of French women and their newborn to brominated flame retardants: determination of tri- to deca- polybromodiphenylethers (PBDE) in maternal adipose tissue, serum, breast milk and cord serum. *Environ Pollut*, **157**, 164-173.
- Antignac, J.P., Cariou, R., Zalko, D., Berrebi, A., Cravedi, J.P., Maume, D., Marchand, P., Monteau, F., Riu, A., Andre, F. & Le Bizec, B. (2010) Corrigendum to "Exposure assessment of French women and their newborn to brominated flame retardants: determination of tri- to deca- polybromodiphenylethers (PBDE) in maternal adipose tissue, serum, breast milk and cord serum" [Environmental Pollution, 157 (2009), 164-173]. *Environ Pollut*, **158**, 3012-3013.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Parkerton, T.F., Zaleski, R.T. & Warren, C.S. (2010) Multimedia modeling of human exposure to chemical substances: the roles of food web biomagnification and biotransformation. *Environ Toxicol Chem*, **29**, 45-55.
- ATSDR (2004) Toxicological profile for polybrominated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers., pp. 1-274.
- ATSDR (2017) Toxicological Profile for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, pp. 592.
- Bao, L.-J., You, J. & Zeng, E.Y. (2011) Sorption of PBDE in low-density polyethylene film: Implications for bioavailability of BDE-209. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **30**, 1731-1738.
- Besis, A., Lammel, G., Kukučka, P., Samara, C., Sofuoglu, A., Dumanoglu, Y., Eleftheriadis, K., Kouvarakis, G., Sofuoglu, S.C., Vassilatou, V. & Voutsas, D. (2017) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in background air around the Aegean: implications for phase partitioning and size distribution. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**, 28102-28120.
- Beyer, A., Wania, F., Guoin, T., Mackay, D. & Matthies, M. (2002) Selecting internally consistent physicochemical properties of organic compounds. *Environ Toxicol Chem*, **21**, 941-953.
- Biesemeier, J.A., Beck, M.J., Silberberg, H., Myers, N.R., Ariano, J.M., Radovsky, A., Freshwater, L., Sved, D.W., Jacobi, S., Stump, D.G., Hardy, M.L. & Stedeford, T. (2011) An oral developmental neurotoxicity study of decabromodiphenyl ether (DecaBDE) in rats. *Birth defects research. Part B, Developmental and reproductive toxicology*, **92**, 17-35.
- Bizkarguenaga, E., Zabaleta, I., Mijangos, L., Iparraguirre, A., Fernandez, L.A., Prieto, A. & Zuloaga, O. (2016) Uptake of perfluorooctanoic acid, perfluorooctane sulfonate and perfluorooctane sulfonamide by carrot and lettuce from compost amended soil. *The Science of the total environment*, **571**, 444-451.
- Bläuenstein, M. (2007) Modeling the Environmental Fate of Polybrominated Diphenyl Ethers in Lake Thun. Swiss Federal Institute of Technology Zürich, ETH Zürich, Switzerland), pp. 146.
- Booij, K., Smedes, F. & Allan, I.J. (2017) Guidelines for determining polymer-water and polymer-polymer partition coefficients of organic compounds.
- Braekvelt, E., Tittlemier, S.A. & Tomy, G.T. (2003) Direct measurement of octanol–water partition coefficients of some environmentally relevant brominated diphenyl ether congeners. *Chemosphere*, **51**, 563-567.
- Bruchajzer, E., Frydrych, B., Sporny, S. & Szymańska, J.A. (2010) Toxicity of penta- and decabromodiphenyl ethers after repeated administration to rats: a comparative study. *Arch Toxicol*, **84**, 287-299.
- Buratovic, S., Viberg, H., Fredriksson, A. & Eriksson, P. (2014) Developmental exposure to the polybrominated diphenyl ether PBDE 209: Neurobehavioural and neuroprotein analysis in adult male and female mice. *Environ Toxicol Pharmacol*, **38**, 570-585.
- Cai, Y., Zhang, W., Hu, J., Sheng, G., Chen, D. & Fu, J. (2011) Characterization of maternal transfer of decabromodiphenyl ether (BDE-209) administered to pregnant Sprague-Dawley rats. *Reprod Toxicol*, **31**, 106-110.
- Cequier, E., Ionas, A.C., Covaci, A., Marcé, R.M., Becher, G. & Thomsen, C. (2014) Occurrence of a Broad Range of Legacy and Emerging Flame Retardants in Indoor Environments in Norway. *Environmental Science & Technology*, **48**, 6827-6835.

- Cetin, B. & Odabasi, M. (2005) Measurement of Henry's law constants of seven polybrominated diphenyl ether (PBDE) congeners as a function of temperature. *Atmospheric Environment*, **39**, 5273-5280.
- Chen, A., Yoltan, K., Rauch, S.A., Webster, G.M., Hornung, R., Sjödin, A., Dietrich, K.N. & Lanphear, B.P. (2014) Prenatal polybrominated diphenyl ether exposures and neurodevelopment in U.S. children through 5 years of age: the HOME study. *Environ Health Perspect*, **122**, 856-862.
- Collins, C.D., Craggs, M., Garcia-Alcega, S., Kademoglu, K. & Lowe, S. (2015) 'Towards a unified approach for the determination of the bioaccessibility of organic pollutants'. *Environ Int*, **78**, 24-31.
- Cornelis, C., Smolders, R., Van Den Heuvel, R., Govarts, E., Bervoets, L., Covaci, A., D'Hollander, W. & Roosens, L. (2009) Blootstelling van de Vlaamse bevolking aan brandvertragers en perfluorverbindingen via milieu en voeding - fase 7: risico-evaluatie, pp. 108.
- Cornelis, C., Standaert, A. & Willems, H. (2019) S-Risk Technical guidance document (revision). Study accomplished under the authority of OVAM. https://s-risk.be/sites/s-risk.be/files/20190515%20S-Risk%20model%20equations%20-%20FL_0.pdf, pp. 174.
- Cornelis, C. & Touchant, K. (2016) Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden. VITO, Mol.
- Covaci, A., Roosens, L., Dirtu, A.C., Waegeneers, N., Van Overmeire, I., Neels, H. & Goeyens, L. (2009) Brominated flame retardants in Belgian home-produced eggs: Levels and contamination sources. *Science of the Total Environment*, **407**, 4387-4396.
- Curcic, M., Durgo, K., Kopjar, N., Ancic, M., Vucinic, S. & Antonijevic, B. (2014) Cadmium and decabrominated diphenyl ether mixture: In vitro evaluation of cytotoxic, prooxidative and genotoxic effects. *Environ Toxicol Pharmacol*, **38**, 663-671.
- D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Smolders, R., Van Den Heuvel, R., De Voogt, P., Nobels, I., Van Parys, C., De Coen, W. & Bervoets, L. (2009) Gebromeerde brandvertragers en perfluorverbindingen in Vlaanderen: onderzoek naar verspreiding, humane opname, gehalten in humane weefsels en/of lichaamsvloeistoffen, en gezondheidseffecten als basis voor de selectie van geschikte milieuen gezondheidsindicatoren (BFRISK): samenvattend rapport, pp. 115.
- Darnerud, P.O., Eriksen, G.S., Jóhannesson, T., Larsen, P.B. & Viluksela, M. (2001) Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ Health Persp*, **109**, 49-68.
- De Fre, R., Swaans, W., Vanermen, G. & Borburgh, A. (2006) Onderzoek over gebromeerde brandvertragers in de omgevingslucht van Vlaanderen - Eindverslag. Studie in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, afdeling Meetnetten en Onderzoek. VITO.
- de la Torre, A., Sanz, P., Navarro, I. & Martínez, M.d.I.Á. (2020) Investigating the presence of emerging and legacy POPs in European domestic air. *Science of The Total Environment*, **746**, 141348.
- Demirtepe, H., Melymuk, L., Diamond, M.L., Bajard, L., Vojta, Š., Prokeš, R., Sáňka, O., Klánová, J., Palkovičová, Murínová, L., Richterová, D., Rašplová, V. & Trnovec, T. (2019) Linking past uses of legacy SVOCs with today's indoor levels and human exposure. *Environment International*, **127**, 653-663.
- DEPA (2000) Brominated flame retardants; Toxicity and ecotoxicity. Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project No. 568, pp. 128.
- DEPA (2012) Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge. Environmental Project No. 1406 2012. Danish Environmental Protection Agency.
- Devriese, S., Huybrechts, I., Moreau, M. & Van Oyen, H. (2006) De Belgische voedselconsumptiepeiling 1 - 2004: Rapport.
- Dobslaw, D., Woiski, C., Kiel, M., Kuch, B. & Breuer, J. (2021) Plant uptake, translocation and metabolism of PBDEs in plants of food and feed industry: A review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **20**, 75-142.
- Domingo, J.L., Marti-Cid, R., Castell, V. & Llobet, J.M. (2008) Human exposure to PBDEs through the diet in Catalonia, Spain: temporal trend - a review of recent literature on dietary PBDE intake. *Toxicology*, **248**, 25 - 32.
- Drage, D.S., Newton, S., De Wit, C.A. & Harrad, S. (2016) Concentrations of legacy and emerging flame retardants in air and soil on a transect in the UK West Midlands. *Chemosphere*, **148**, 195-203.
- Drage, D.S., Waiyarat, S., Harrad, S., Abou-Elwafa Abdallah, M. & Boontanon, S.K. (2020) Temporal trends in concentrations of legacy and novel brominated flame retardants in house dust from Birmingham in the United Kingdom. *Emerging Contaminants*, **6**, 323-329.
- ECB (2002) European Union Risk assessment report - bis(pentabromophenyl) ether - Cas No 1163-19-5, EINECS No 214-604-9. European Commission, Ispra, Italië, pp. 294.

- ECHA (2008a) *Guidance on information requirements and chemical safety assessment - Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment*. ECHA.
- ECHA (2008b) *Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment*. May 2008.
- ECHA (2012a) *Guidance on information requirements and chemical safety assessment - Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health*. Version 2.1. European Chemicals Agency, Helsinki, Finland.
- ECHA (2012b) Member State Committee support document for identification of Bis(pentabromophenyl)ether as a substance of very high concern because of its PBT/vPvB properties. Adopted on 29 November 2012. <https://www.echa.europa.eu/documents/10162/046e853b-03a0-99e4-a682-f5842bef9a1c>, pp. 188.
- ECHA (2014) Annex XV Restriction Report, Proposal for a restriction. Bis(pentabromophenyl) ether., pp. 342.
- EFSA (2011) Scientific opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *The EFSA Journal*, **9**, 2156.
- EG (2008) Verordening (EG) Nr. 1272/2008 betreffende de indeling, etikettering en verpakking van stoffen en mengsels., pp. PB L353/351.
- Egebäck, A.-L., Sellström, U. & McLachlan, M.S. (2012) Decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in Swedish background air. *Chemosphere*, **86**, 264-269.
- el Dareer, S.M., Kalin, J.R., Tillery, K.F. & Hill, D.L. (1987) Disposition of decabromobiphenyl ether in rats dosed intravenously or by feeding. *Journal of toxicology and environmental health*, **22**, 405-415.
- EPA (2017) Technical Fact Sheet – Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs), pp. 5.
- EPA, U. (2010) An exposure assessment of polybrominated diphenyl ethers. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-08/086F.
- Ernest, S.R., Wade, M.G., Lalancette, C., Ma, Y.Q., Berger, R.G., Robaire, B. & Hales, B.F. (2012) Effects of chronic exposure to an environmentally relevant mixture of brominated flame retardants on the reproductive and thyroid system in adult male rats. *Toxicol Sci*, **127**, 496-507.
- EU (2019) Verordening (EU) Nr. 2019/1021 betreffende persistente organische verontreinigende stoffen. PB L 169, blz. 45. European Commission.
- Fischer, D., Hooper, K., Athanasiadou, M., Athanassiadis, I. & Bergman, A. (2006) Children show highest levels of polybrominated diphenyl ethers in a California family of four: a case study. *Environ Health Perspect*, **114**, 1581-1584.
- Frederiksen, M., Thomsen, M., Vorkamp, K. & Knudsen, L.E. (2009) Patterns and concentration levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in placental tissue of women in Denmark. *Chemosphere*, **76**, 1464-1469.
- Fromme, H., Becher, G., Hilger, B. & Völkel, W. (2016) Brominated flame retardants – Exposure and risk assessment for the general population. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **219**, 1-23.
- Fromme, H., Körner, W., Shahin, N., Wanner, A., Albrecht, M., Boehmer, S., Parlar, H., Mayer, R., Liebl, B. & Bolte, G. (2009) Human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDE), as evidenced by data from a duplicate diet study, indoor air, house dust, and biomonitoring in Germany. *Environment International*, **35**, 1125-1135.
- Fu, J. & Suuberg, E.M. (2011) Vapor pressure of solid polybrominated diphenyl ethers determined via Knudsen effusion method. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **30**, 2216-2219.
- Fujimoto, H., Woo, G.H., Inoue, K., Takahashi, M., Hirose, M., Nishikawa, A. & Shibutani, M. (2011) Impaired oligodendroglial development by decabromodiphenyl ether in rat offspring after maternal exposure from mid-gestation through lactation. *Reprod Toxicol*, **31**, 86-94.
- Fujimoto, H., Woo, G.H., Morita, R., Itahashi, M., Akane, H., Nishikawa, A. & Shibutani, M. (2013) Increased cellular distribution of vimentin and ret in the cingulum of rat offspring after developmental exposure to decabromodiphenyl ether or 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecane. *J Toxicol Pathol*, **26**, 119-129.
- Geerts, L., Cornelis, C., Bierkens, J. & Gemoets, J. (2016) Toxicologische fiches voor gechloreerde solventen - actualisatie. Versie 2016. VITO, Mol, Belgium.
- Gensler, M., Jira, W. & Schwind, K.-H. (Year) Polybrominated diphenylether (PBDE) in poultry meat and eggs. XVIII European Symposium on the Quality of Poultry Meat and XII European Symposium on the Quality of Eggs and Egg products. City.
- Gómara, B., Herrero, L. & González, M.J. (2006) Survey of Polybrominated Diphenyl Ether Levels in Spanish Commercial Foodstuffs. *Environmental Science & Technology*, **40**, 7541-7547.
- Goodman, J.E. (2009) Neurodevelopmental effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and implications for the reference dose. *Regul Toxicol Pharmacol*, **54**, 91-104.

- Grümping, R., Petersen, M., Kuchen, A. & Tlustos, C. (2006) Levels of polybrominated diphenyl ethers in Swiss and Irish cow's milk. *Organohalogen compounds*, **68**, 2147-2150.
- Haglund, P., Kaj, L. & Brorström Lundén, E. (2016) Analysis of new brominated flame retardants in human serum and background air.
- Hakk, H., Larsen, G., Bergman, A. & Orn, U. (2002) Binding of brominated diphenyl ethers to male rat carrier proteins. *Xenobiotica*, **32**, 1079-1091.
- Hardy, M.L. (2002) A comparison of the properties of the major commercial PBDPO/PBDE product to those of major PBB and PCB products. *Chemosphere*, **46**, 717-728.
- Hardy, M.L., Banasik, M. & Stedeford, T. (2009) Toxicology and human health assessment of decabromodiphenyl ether. *Crit Rev Toxicol*, **39 Suppl 3**, 1-44.
- Hardy, M.L., Schroeder, R., Biesemeier, J. & Manor, O. (2002) Prenatal oral (gavage) developmental toxicity study of decabromodiphenyl oxide in rats. *International journal of toxicology*, **21**, 83-91.
- Harner, T. & Shoeib, M. (2002) Measurements of Octanol-Air Partition Coefficients (KOA) for Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs): Predicting Partitioning in the Environment. *Journal of Chemical & Engineering Data*, **47**, 228-232.
- Health Canada (2012) Human Health State of the Science Report on Decabromodiphenyl Ether (decaBDE), Ottawa, Ontario, pp. 32.
- Hendriks, A.J., Smítková, H. & Huijbregts, M.A. (2007) A new twist on an old regression: transfer of chemicals to beef and milk in human and ecological risk assessment. *Chemosphere*, **70**, 46-56.
- Heredia, L., Torrente, M., Colomina, M.T. & Domingo, J.L. (2012) Behavioral effects of oral subacute exposure to BDE-209 in young adult mice: a preliminary study. *Food Chem Toxicol*, **50**, 707-712.
- Huang, H., Zhang, S., Christie, P., Wang, S. & Xie, M. (2010) Behavior of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) in the Soil-Plant System: Uptake, Translocation, and Metabolism in Plants and Dissipation in Soil. *Environmental Science & Technology*, **44**, 663-667.
- Hughes, M.F., Edwards, B.C., Mitchell, C.T. & Bhooshan, B. (2001) In vitro dermal absorption of flame retardant chemicals. *Food Chem Toxicol*, **39**, 1263-1270.
- Huwe, J.K., Hakk, H., Smith, D.J., Diliberto, J.J., Richardson, V., Stapleton, H.M. & Birnbaum, L.S. (2008) Comparative absorption and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers following ingestion via dust and oil in male rats. *Environ Sci Technol*, **42**, 2694-2700.
- Huwe, J.K. & Smith, D.J. (2007) Accumulation, whole-body depletion, and debromination of decabromodiphenyl ether in male sprague-dawley rats following dietary exposure. *Environ Sci Technol*, **41**, 2371-2377.
- IARC (1990a) IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans - Some flame retardants and textile chemicals, and exposures in the textile manufacturing industry. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, pp. 355.
- IARC (1990b) IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Chromium, Nickel and welding.
- IPCS (1994) Environmental health criteria series, No 162 Brominated Diphenyl Ethers - <https://inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc162.htm> International Programme on Chemical Safety, Geneva.
- Jakobsson, K., Thuresson, K., Rylander, L., Sjödin, A., Hagmar, L. & Bergman, A. (2002) Exposure to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians. *Chemosphere*, **46**, 709-716.
- Johansson, N., Viberg, H., Fredriksson, A. & Eriksson, P. (2008) Neonatal exposure to deca-brominated diphenyl ether (PBDE 209) causes dose-response changes in spontaneous behaviour and cholinergic susceptibility in adult mice. *Neurotoxicology*, **29**, 911-919.
- Karlsson, M., Julander, A., Van Bavel, B. & Hardell, L. (2007) Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. *Environment International*, **33**, 62-69.
- Kierkegaard, A., Asplund, L., De Wit, C.A., McLachlan, M.S., Thomas, G.O., Sweetman, A.J. & Jones, K.C. (2007) Fate of Higher Brominated PBDEs in Lactating Cows. *Environmental Science & Technology*, **41**, 417-423.
- Kim, T.H., Lee, Y.J., Lee, E., Kim, M.S., Kwack, S.J., Kim, K.B., Chung, K.K., Kang, T.S., Han, S.Y., Lee, J., Lee, B.M. & Kim, H.S. (2009) Effects of gestational exposure to decabromodiphenyl ether on reproductive parameters, thyroid hormone levels, and neuronal development in Sprague-Dawley rats offspring. *J Toxicol Environ Health A*, **72**, 1296-1303.
- Klimisch, H.J., Andreae, M. & Tillmann, U. (1997) A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **25**, 1-5.

- Knutsen, H.K., Kvalem, H.E., Thomsen, C., Frøshaug, M., Haugen, M., Becher, G., Alexander, J. & Meltzer, H.M. (2008) Dietary exposure to brominated flame retardants correlates with male blood levels in a selected group of Norwegians with a wide range of seafood consumption. *Molecular Nutrition & Food Research*, **52**, 217-227.
- Kociba, R., Frauson, L., Humiston, C., Norris, J., Wade, C., Lisowe, R., Quast, J., Jersey, G. & Jewett, G. (1975a) Results of a two-year dietary feeding study with decabromodiphenyl oxide (DBDPO) in rats. *Journal of Combustion Toxicology*, **2**, 267-285.
- Kociba, R.J., Frauson, L.O., Humiston, C.G., Norris, J.M., Wade, C.E., Lisowe, R.W., Quast, J.F., Jersey, G.C. & Jewett, G.L. (1975b) Results of a two-year dietary feeding study with decabromodiphenyl oxide (DBDPO) in rats. *Journal of Combustion Toxicology*, **2**, 267-285.
- Lee, E., Kim, T.H., Choi, J.S., Nabanata, P., Kim, N.Y., Ahn, M.Y., Jung, K.K., Kang, I.H., Kim, T.S., Kwack, S.J., Park, K.L., Kim, S.H., Kang, T.S., Lee, J., Lee, B.M. & Kim, H.S. (2010) Evaluation of liver and thyroid toxicity in Sprague-Dawley rats after exposure to polybrominated diphenyl ether BDE-209. *J Toxicol Sci*, **35**, 535-545.
- Li, H., Qu, R., Yan, L., Guo, W. & Ma, Y. (2015) Field study on the uptake and translocation of PBDEs by wheat (*Triticum aestivum* L.) in soils amended with sewage sludge. *Chemosphere*, **123**, 87-92.
- Liang, S.X., Gao, H.X., Zhao, Y.Y., Ma, X.M. & Sun, H.W. (2010) Effects of repeated exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE-209) on mice nervous system and its self repair. *Environ Toxicol Pharmacol*, **29**, 297-301.
- Liu, L., Wu, F., Haderlein, S. & Grathwohl, P. (2013) Determination of the subcooled liquid solubilities of PAHs in partitioning batch experiments. *Geoscience Frontiers*, **4**, 123-126.
- MacGregor, D. (1992) Chemicals classified by IARC: their potency in tests for carcinogenicity in rodents and their genotoxicity and acute toxicity. Mechanisms of Carcinogenesis in risk identification. IARC n° 116, pp. 323-352.
- Mackay, D., Wan, Y.S., Ma, K.-C. & Lee, S.C. (2006) *Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals*.
- Malysheva, S.V., Goscinnny, S., Poma, G., Jacobs, G., Van Loco, J., Covaci, A. & Voorspoels, S. (2017) Monitoring of the presence of brominated flame retardants in foodstuffs - RT 14/12 FLAREFOOD.
- Mariani, A., Fanelli, R., Re Depaolini, A. & De Paola, M. (2015) Decabrominated diphenyl ether and methylmercury impair fetal nervous system development in mice at documented human exposure levels. *Dev Neurobiol*, **75**, 23-38.
- Martellini, T., Diletti, G., Scortichini, G., Lolini, M., Lanciotti, E., Katsoyiannis, A. & Cincinelli, A. (2016) Occurrence of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in foodstuffs in Italy and implications for human exposure. *Food and Chemical Toxicology*, **89**, 32-38.
- McGregor, J. & Nixon, W. (1997) Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Wildlife International Ltd.
- Miyaso, H., Nakamura, N., Naito, M., Hirai, S., Matsuno, Y., Itoh, M. & Mori, C. (2014) Early postnatal exposure to a low dose of decabromodiphenyl ether affects expression of androgen and thyroid hormone receptor-alpha and its splicing variants in mouse Sertoli cells. *PLoS One*, **9**, e114487.
- Morck, A., Hakk, H., Orn, U. & Klasson Wehler, E. (2003) Decabromodiphenyl ether in the rat: absorption, distribution, metabolism, and excretion. *Drug Metab Dispos*, **31**, 900-907.
- Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Gaspéri, J., Blanchard, M., Teil, M.-J., Mandin, C. & Chevreuil, M. (2016) Seasonal fate and gas/particle partitioning of semi-volatile organic compounds in indoor and outdoor air. *Atmospheric Environment*, **147**, 423-433.
- Morris, R. (1984) Developments of a water-maze procedure for studying spatial learning in the rat. *J Neurosci Methods*, **11**, 47-60.
- Narváez Valderrama, J.F., Baek, K., Molina, F.J. & Allan, I.J. (2016) Implications of observed PBDE diffusion coefficients in low density polyethylene and silicone rubber. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **18**, 87-94.
- Navarro, I., de la Torre, A., Sanz, P., Porcel, M.Á., Pro, J., Carbonell, G. & Martínez, M.d.I.Á. (2017) Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research*, **152**, 199-206.
- Newton, S., Sellström, U. & De Wit, C.A. (2015) Emerging Flame Retardants, PBDEs, and HBCDDs in Indoor and Outdoor Media in Stockholm, Sweden. *Environmental Science & Technology*, **49**, 2912-2920.
- NICNAS (2019) Decabromodiphenyl Ether Priority Existing Chemical Assessment Report Assessment No. 41.
- Norris, J.M., Kociba, R.J., Schwetz, B.A., Rose, J.Q., Humiston, C.G., Jewett, G.L., Gehring, P.J. & Mailhes, J.B. (1975) Toxicology of octabromobiphenyl and decabromodiphenyl oxide. *Environ Health Perspect*, **11**, 153-161.

- NTP-RoC (2021) National Toxicology Program. Report on carcinogens, 15th edition. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, at <https://ntp.niehs.nih.gov/whatwestudy/assessments/cancer/roc>. National Toxicology Program.
- NTP, N.T.P. (1986a) Toxicology and carcinogenesis studies of decabromodiphenyl oxide (CAS No. 1163-19-5) in F344/N rats and B6C3F1 mice (feed studies). Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services; NTP TR 309. Available from the National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park, NC, and online at http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LT_rpts/tr309.pdf NTP Report, pp. 244.
- NTP, N.T.P. (1986b) Toxicology and carcinogenesis studies of decabromodiphenyl oxide (CAS No. 1163-19-5) in F344/N rats and B6C3F1 mice (feed studies). Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services; NTP TR 309. Available from the National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park, NC, and online at http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LT_rpts/tr309.pdf NTP Report, pp. 244.
- Olorunfoba, K., Sindiku, O., Osibanjo, O., Balan, S. & Weber, R. (2019) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in chicken eggs and cow milk around municipal dumpsites in Abuja, Nigeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **179**, 282-289.
- Ounnas, F., Feidt, C., Toussaint, H., Marchand, P., Bizec, B.L., Rychen, G. & Jurjanz, S. (2010) Polychlorinated Biphenyl and Low Polybrominated Diphenyl Ether Transfer to Milk in Lactating Goats Chronically Exposed to Contaminated Soil. *Environmental Science & Technology*, **44**, 2682-2688.
- OVAM (2020) Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants' – DEEL 3: Beleidsadviezen 'emerging contaminants'.
- OVAM (2021) Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'Emerging contaminants'.
- Palm, A., Cousins, I.T., Mackay, D., Tysklind, M., Metcalfe, C. & Alaee, M. (2002) Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution*, **117**, 195-213.
- Pan, W., Kang, Y., Zeng, L., Zhang, Q., Luo, J. & Wong, M.H. (2016) Comparison of in vitro digestion model with in vivo relative bioavailability of BDE-209 in indoor dust and combination of in vitro digestion/Caco-2 cell model to estimate the daily intake of BDE-209 via indoor dust. *Environ Pollut*, **218**, 497-504.
- Pellacani, C., Buschini, A., Galati, S., Mussi, F., Franzoni, S. & Costa, L.G. (2012) Evaluation of DNA damage induced by 2 polybrominated diphenyl ether flame retardants (BDE-47 and BDE-209) in SK-N-MC cells. *International journal of toxicology*, **31**, 372-379.
- Perron, M.M., Burgess, R.M., Suuberg, E.M., Cantwell, M.G. & Pennell, K.G. (2013) Performance of passive samplers for monitoring estuarine water column concentrations: 2. Emerging contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**, 2190-2196.
- Pietron, W.J., Warenik-Bany, M. & Wozniak, B. (2021) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in raw milk from different animal species and in infant formula. Occurrence and risk assessment. *Chemosphere*, **278**, 130479.
- Poma, G., Malysheva, S.V., Gosciny, S., Malarvannan, G., Voorspoels, S., Covaci, A. & Van Looc, J. (2018) Occurrence of selected halogenated flame retardants in Belgian foodstuff. *Chemosphere*, **194**, 256-265.
- Porch, J.R. & Krueger, H.O. (2001) Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): a toxicity test to determine the effects of the substance on seedling emergence of six species of plants. Wildlife International Ltd Project Number: 439-101. Wildlife International Ltd, Maryland, United States.
- RAC (2015) Committee for Risk Assessment (RAC)- Committee for Socio-economic Analysis (SEAC) -Background document on the opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Bis(pentabromophenyl)ether - ECHA/RAC/RES-O-000006155-77-01/D, pp. 364.
- Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Bibi, M., Brorström-Lundén, E., Haglund, P., Liljelind, P., Bergek, S., Andersson, R. & Kitti-Sjöström, A. (2014) Screening of Emerging Brominated Flame Retardants (BFRs) and Polybrominated dibenzofurans (PBDFs).
- Reverte, I., Klein, A.B., Domingo, J.L. & Colomina, M.T. (2013) Long term effects of murine postnatal exposure to decabromodiphenyl ether (BDE-209) on learning and memory are dependent upon APOE polymorphism and age. *Neurotoxicol Teratol*, **40**, 17-27.
- Rice, D.C., Reeve, E.A., Herlihy, A., Zoeller, R.T., Thompson, W.D. & Markowski, V.P. (2007) Developmental delays and locomotor activity in the C57BL6/J mouse following neonatal exposure to the fully-brominated PBDE, decabromodiphenyl ether. *Neurotoxicol Teratol*, **29**, 511-520.
- Rice, D.C., Thompson, W.D., Reeve, E.A., Onos, K.D., Assadollahzadeh, M. & Markowski, V.P. (2009) Behavioral changes in aging but not young mice after neonatal exposure to the polybrominated flame retardant decaBDE. *Environ Health Perspect*, **117**, 1903-1911.

- Rijkswaterstaat (2000) Chemical Study on Brominated Flameretardants - Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Nederland, pp. 137.
- Riu, A., Cravedi, J.P., Debrauwer, L., Garcia, A., Canlet, C., Jouanin, I. & Zalko, D. (2008) Disposition and metabolic profiling of [14C]-decabromodiphenyl ether in pregnant Wistar rats. *Environ Int*, **34**, 318-329.
- Rivière, G., Sirot, V., Tard, A., Jean, J., Marchand, P., Veyrand, B., Le Bizec, B. & Leblanc, J.C. (2014) Food risk assessment for perfluoroalkyl acids and brominated flame retardants in the French population: Results from the second French total diet study. *Science of The Total Environment*, **491-492**, 176-183.
- RIVM (2006) Brominated flame retardants: occurrence, dietary intake and risk assessment. RIVM-report 320100002/2006, Bilthoven, Nederland.
- Roscales, J.L., Muñoz-Arnanz, J., Ros, M., Vicente, A., Barrios, L. & Jiménez, B. (2018) Assessment of POPs in air from Spain using passive sampling from 2008 to 2015. Part I: Spatial and temporal observations of PBDEs. *Science of The Total Environment*, **634**, 1657-1668.
- Roszko, M., Obiedziński, M.W., Szymczyk, K., Rzepkowska, M., Szterk, A. & Jędrzejczak, R. (2013) Seasonal and geographical variations in levels of polychlorinated biphenyls (PCB) and polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in Polish butter fat used as an indicator of environmental contamination. *Food Additives & Contaminants: Part A*, **30**, 181-201.
- Sander, R. (2015) Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **15**, 4399-4981.
- Sandholm, A., Emanuelsson, B.M. & Wehler, E.K. (2003) Bioavailability and half-life of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in rat. *Xenobiotica*, **33**, 1149-1158.
- Sarkar, D. & Singh, S.K. (2017) Maternal exposure to polybrominated diphenyl ether (BDE-209) during lactation affects germ cell survival with altered testicular glucose homeostasis and oxidative status through down-regulation of Cx43 and p27Kip1 in prepubertal mice offspring. *Toxicology*, **386**, 103-119.
- Schecter, A., Haffner, D., Colacino, J., Patel, K., Pöpke, O., Opel, M. & Birnbaum, L. (2010) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclodecane (HBCD) in composite U.S. food samples. *Environ Health Persp*, **118**, 357-362.
- Schecter, A., Pavuk, M., Pöpke, O., Ryan, J.J., Birnbaum, L. & Rosen, R. (2003) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in U.S. mothers' milk. *Environ Health Perspect*, **111**, 1723-1729.
- Sellström, U., De Wit, C.A., Lundgren, N. & Tysklind, M. (2005) Effect of Sewage-Sludge Application on Concentrations of Higher-Brominated Diphenyl Ethers in Soils and Earthworms. *Environmental Science & Technology*, **39**, 9064-9070.
- Seuntjens, P., Steurbaut, W. & Vangronsveld, J. (2006) Chain Model for the impact analysis of contaminants in primary food products, pp. 96.
- She, J., Holden, A., Sharp, M., Tanner, M., Williams-Derry, C. & Hooper, K. (2007) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in breast milk from the Pacific Northwest. *Chemosphere*, **67**, S307-S317.
- Sjödin, A., Hagmar, L., Klasson-Wehler, E., Kronholm-Diab, K., Jakobsson, E. & Bergman, A. (1999) Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environ Health Perspect*, **107**, 643-648.
- Sjödin, A., Patterson, D.G., Jr. & Bergman, A. (2001) Brominated flame retardants in serum from U.S. blood donors. *Environ Sci Technol*, **35**, 3830-3833.
- Sjödin, A., Patterson, D.G., Jr. & Bergman, A. (2003) A review on human exposure to brominated flame retardants - particularly polybrominated diphenyl ethers. *Environ Int*, **29**, 829-839.
- Smolders, R., Van Den Heuvel, R., Cornelis, C., Nobels, I., Vanparys, C., D'Hollander, W., Bervoets, L., Roosens, L., Covaci, A. & De Voogt, P. (2009) Gebromeerde brandvertragers en perfluorverbindingen in Vlaanderen: onderzoek naar verspreiding, humane opname, gehalten in humane weefsels en/of lichaamsvloeistoffen, en gezondheidseffecten als basis voor de selectie van geschikte milieu- en gezondheidsindicatoren - Deelstudie II: Inventarisatie van toxiciteitsinformatie voor perfluorverbindingen en gebromeerde vlamvertragers, pp. 92.
- Söderström, G., Sellström, U., De Wit, C.A. & Tysklind, M. (2004) Photolytic Debromination of Decabromodiphenyl Ether (BDE 209). *Environmental Science & Technology*, **38**, 127-132.
- Staples, C.A., Peterson, D.R., Parkerton, T.F. & Adams, W.J. (1997) The environmental fate of phthalate esters: A literature review. *Chemosphere*, **35**, 667-749.
- Sun, B., Hu, Y., Cheng, H. & Tao, S. (2019) Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: Kinetics and molecular-size dependence of diffusion. *Water Res*, **151**, 215-225.

- Sverdrup, L.E., Hartnik, T., Mariussen, E. & Jensen, J. (2006) Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*), and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). *Chemosphere*, **64**, 96-103.
- Takaki, K., Wade, A.J. & Collins, C.D. (2015) Assessment and improvement of biotransfer models to cow's milk and beef used in exposure assessment tools for organic pollutants. *Chemosphere*, **138**, 390-397.
- Tao, F., Abdallah, M.A.-E. & Harrad, S. (2016) Emerging and Legacy Flame Retardants in UK Indoor Air and Dust: Evidence for Replacement of PBDEs by Emerging Flame Retardants? *Environmental Science & Technology*, **50**, 13052-13061.
- Tay, J.H., Sellström, U., Papadopoulou, E., Padilla-Sánchez, J.A., Haug, L.S. & de Wit, C.A. (2017) Human Exposure to Legacy and Emerging Halogenated Flame Retardants via Inhalation and Dust Ingestion in a Norwegian Cohort. *Environ Sci Technol*, **51**, 8176-8184.
- Teil, M.-J., Moreau-Guigon, E., Blanchard, M., Alliot, F., Gasperi, J., Cladière, M., Mandin, C., Moukhtar, S. & Chevreuil, M. (2016) Endocrine disrupting compounds in gaseous and particulate outdoor air phases according to environmental factors. *Chemosphere*, **146**, 94-104.
- Thuresson, K., Björklund, J.A. & De Wit, C.A. (2012) Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 1: Levels and profiles. *Science of The Total Environment*, **414**, 713-721.
- Thuresson, K., Höglund, P., Hagmar, L., Sjödin, A., Bergman, A. & Jakobsson, K. (2006) Apparent half-lives of hepta- to decabrominated diphenyl ethers in human serum as determined in occupationally exposed workers. *Environ Health Perspect*, **114**, 176-181.
- Tlili, K., Labadie, P., Alliot, F., Bourges, C., Desportes, A. & Chevreuil, M. (2012) Polybrominated Diphenyl Ether Dynamics in Ambient Air and Atmospheric Bulk/Wet Deposition in Downtown Paris (France). *Water, Air, & Soil Pollution*, **223**, 1543-1553.
- Trapp, S. (2002) Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 203-206.
- Trapp, S., Cammarano, A., Capri, E., Reichenberg, F. & Mayer, P. (2007) Diffusion of PAH in potato and carrot slices and application for a potato model. *Environmental Science & Technology*, **41**, 3103-3108.
- Trapp, S. & Matthies, M. (1995) Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation. *Environmental Science & Technology*, **29**, 2333-2338.
- Travis, C. & Arms, A. (1988) Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation. *Environmental Science & Technology*, **22**, 271-274.
- Trudel, D., Tlustos, C., Von Goetz, N., Scheringer, M. & Hungerbühler, K. (2011) PBDE exposure from food in Ireland: optimising data exploitation in probabilistic exposure modelling. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, **21**, 565-575.
- Tseng, L.H., Hsu, P.C., Lee, C.W., Tsai, S.S., Pan, M.H. & Li, M.H. (2013) Developmental exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE-209): effects on sperm oxidative stress and chromatin DNA damage in mouse offspring. *Environ Toxicol*, **28**, 380-389.
- Tseng, L.H., Lee, C.W., Pan, M.H., Tsai, S.S., Li, M.H., Chen, J.R., Lay, J.J. & Hsu, P.C. (2006) Postnatal exposure of the male mouse to 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decabrominated diphenyl ether: decreased epididymal sperm functions without alterations in DNA content and histology in testis. *Toxicology*, **224**, 33-43.
- Tseng, L.H., Li, M.H., Tsai, S.S., Lee, C.W., Pan, M.H., Yao, W.J. & Hsu, P.C. (2008) Developmental exposure to decabromodiphenyl ether (PBDE 209): effects on thyroid hormone and hepatic enzyme activity in male mouse offspring. *Chemosphere*, **70**, 640-647.
- Uçar, Y., Traag, W., Immerzeel, J., Kraats, C., Van Der Lee, M., Hoogenboom, R., Van Der Weg, G., Cakirogullari, G.C., Oymael, B. & Kilic, D. (2011) Levels of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs in butter from Turkey and estimated dietary intake from dairy products. *Food Additives and Contaminants: Part B*, **4**, 141-151.
- Uhl, M. & Gans, O. (2007) BALL-POP. Mögliche Risiken für die städtische Bevölkerung durch persistenteorganische Schadstoffe in der Luft. Umweltbundesamt, pp. 83.
- US-EPA (2003) A Summary of General Assessment Factors for Evaluating the Quality of Scientific and Technical Information, Washington D.C., pp. 1-18.
- US-EPA (2004) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment), Washington DC, USA.
- US-EPA (2008a) Integrated Risk Information System (IRIS) - Summary 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-Decabromodiphenyl ether (BDE-209); CASRN 1163-19-5, Washington, VS, pp. 24.

- US-EPA (2008b) Toxicological review of decabromodiphenyl ether (CAS N° 1163-19-5) in support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). United States Environmental Protection Agency, pp. 126.
- Van der Ven, L.T., van de Kuil, T., Leonards, P.E., Slob, W., Cantón, R.F., Germer, S., Visser, T.J., Litens, S., Håkansson, H., Schrenk, D., van den Berg, M., Piersma, A.H., Vos, J.G. & Opperhuizen, A. (2008a) A 28-day oral dose toxicity study in Wistar rats enhanced to detect endocrine effects of decabromodiphenyl ether (decaBDE). *Toxicol Lett*, **179**, 6-14.
- Van der Ven, L.T., van de Kuil, T., Verhoef, A., Leonards, P.E., Slob, W., Cantón, R.F., Germer, S., Hamers, T., Visser, T.J., Litens, S., Håkansson, H., Fery, Y., Schrenk, D., van den Berg, M., Piersma, A.H. & Vos, J.G. (2008b) A 28-day oral dose toxicity study enhanced to detect endocrine effects of a purified technical pentabromodiphenyl ether (pentaBDE) mixture in Wistar rats. *Toxicology*, **245**, 109-122.
- Van Hooste, H. (2013) MIRA Themabeschrijving Verspreiding van persistente organische polluenten (POP's). In VMM (ed) *Milieurapport Vlaanderen*, pp. 26.
- Venier, M., Audy, O., Vojta, Š., Bečanová, J., Romanak, K., Melymuk, L., Krátká, M., Kukučka, P., Okeme, J., Saini, A., Diamond, M.L. & Klánová, J. (2016) Brominated flame retardants in the indoor environment — Comparative study of indoor contamination from three countries. *Environment International*, **94**, 150-160.
- Viberg, H., Fredriksson, A. & Eriksson, P. (2007) Changes in spontaneous behaviour and altered response to nicotine in the adult rat, after neonatal exposure to the brominated flame retardant, decabrominated diphenyl ether (PBDE 209). *Neurotoxicology*, **28**, 136-142.
- Viberg, H., Fredriksson, A., Jakobsson, E., Orn, U. & Eriksson, P. (2003) Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development. *Toxicol Sci*, **76**, 112-120.
- Vonk, M.W. (1985) Permeatie van organische verbindingen door leidingwater.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Neels, H. & Schepens, P. (2007) Dietary PBDE intake: A market-basket study in Belgium. *Environment International*, **33**, 93-97.
- Wang, H., Zhang, Y., Liu, Q., Wang, F., Nie, J. & Qian, Y. (2010) Examining the relationship between brominated flame retardants (BFR) exposure and changes of thyroid hormone levels around e-waste dismantling sites. *Int J Hyg Environ Health*, **213**, 369-380.
- Wang, S., Wang, Y., Luo, C., Li, J., Yin, H. & Zhang, G. (2016a) Plant selective uptake of halogenated flame retardants at an e-waste recycling site in southern China. *Environmental Pollution*, **214**, 705-712.
- Wang, S., Wang, Y., Song, M., Luo, C., Li, J. & Zhang, G. (2016b) Distributions and compositions of old and emerging flame retardants in the rhizosphere and non-rhizosphere soil in an e-waste contaminated area of South China. *Environmental Pollution*, **208**, 619-625.
- Wang, S., Zhang, S., Huang, H., Niu, Z. & Han, W. (2014) Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated and methoxylated PBDEs in soils and plants from an e-waste area, China. *Environmental Pollution*, **184**, 405-413.
- Wang, Y., Luo, C., Li, J., Yin, H., Li, X. & Zhang, G. (2011) Characterization of PBDEs in soils and vegetations near an e-waste recycling site in South China. *Environmental Pollution*, **159**, 2443-2448.
- Wang, Z.-Y., Zeng, X.-L. & Zhai, Z.-C. (2008) Prediction of supercooled liquid vapor pressures and n-octanol/air partition coefficients for polybrominated diphenyl ethers by means of molecular descriptors from DFT method. *Science of The Total Environment*, **389**, 296-305.
- Wania, F. & Dugani, C.B. (2003) Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: A comparison of four multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22**, 1252-1261.
- Wanner, A., Heitmann, D., Fromme, H. & Komer, W. (2008) Polybrominated diphenyl ether (PBDE) in indoor air and house dust from homes in Southern Bavaria. *Gefahrstoffe Reinhaltung Der Luft*, **68**, 71-77.
- Wemken, N., Drage, D.S., Abdallah, M.A.-E., Harrad, S. & Coggins, M.A. (2019) Concentrations of Brominated Flame Retardants in Indoor Air and Dust from Ireland Reveal Elevated Exposure to Decabromodiphenyl Ethane. *Environmental Science & Technology*, **53**, 9826-9836.
- WHO (2017) Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth edition incorporating the first addendum. World Health Organization., pp. 631.
- Wong, A., Lei, Y.D., Alaei, M. & Wania, F. (2001) Vapor Pressures of the Polybrominated Diphenyl Ethers. *Journal of Chemical & Engineering Data*, **46**, 239-242.
- Wong, F., de Wit, C.A. & Newton, S.R. (2018) Concentrations and variability of organophosphate esters, halogenated flame retardants, and polybrominated diphenyl ethers in indoor and outdoor air in Stockholm, Sweden. *Environmental Pollution*, **240**, 514-522.

- Wu, X., Wang, W. & Zhu, L. (2018) Enhanced organic contaminants accumulation in crops: Mechanisms, interactions with engineered nanomaterials in soil. *Environmental Pollution*, **240**, 51-59.
- Xie, X., Qian, Y., Xue, Y., He, H. & Wei, D. (2013) Plant uptake and phytotoxicity of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in ryegrass (*Lolium perenne* L). *Environmental Science: Processes & Impacts*, **15**, 1904.
- Xu, H.-Y., Zou, J.-W., Yu, Q.-S., Wang, Y.-H., Zhang, J.-Y. & Jin, H.-X. (2007) QSPR/QSAR models for prediction of the physicochemical properties and biological activity of polybrominated diphenyl ethers. *Chemosphere*, **66**, 1998-2010.
- Yu, Y.X., Huang, N.B., Zhang, X.Y., Li, J.L., Yu, Z.Q., Han, S.Y., Lu, M., Van de Wiele, T., Wu, M.H., Sheng, G.Y. & Fu, J.M. (2011) Polybrominated diphenyl ethers in food and associated human daily intake assessment considering bioaccessibility measured by simulated gastrointestinal digestion. *Chemosphere*, **83**, 152-160.
- Yu, Y.X., Li, J.L., Zhang, X.Y., Yu, Z.Q., Van de Wiele, T., Han, S.Y., Wu, M.H., Sheng, G.Y. & Fu, J.M. (2010) Assessment of the bioaccessibility of polybrominated diphenyl ethers in foods and the correlations of the bioaccessibility with nutrient contents. *J Agric Food Chem*, **58**, 301-308.
- Yu, Y.X., Pang, Y.P., Li, C., Li, J.L., Zhang, X.Y., Yu, Z.Q., Feng, J.L., Wu, M.H., Sheng, G.Y. & Fu, J.M. (2012) Concentrations and seasonal variations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in in- and out-house dust and human daily intake via dust ingestion corrected with bioaccessibility of PBDEs. *Environ Int*, **42**, 124-131.
- Yue, C. & Li, L.Y. (2013) Filling the gap: Estimating physicochemical properties of the full array of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Environmental Pollution*, **180**, 312-323.
- Zeilmaker, M.J., Bokkers, B.G.H., Noorlander, C.W., te Biesebeek, J.D., Jekel, A.A. & Schothorts, R.C. (2008) Polybrominated diphenyl ethers: occurrence in Dutch duplicate diets and comparison with exposure from European house dust. RIVM.
- Zeilmaker, M.J., Bokkers, B.G.H., Te Biesebeek, J.D., Mengelers, M.J. & Noorlander, C.W. (2014) Dietary Intake and Health Risk Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Netherlands Based on Data Collected in 2004 and 2008. *European Journal of Nutrition & Food Safety*, **4**, 535-557.
- Zhang, Q., Yao, Y., Wang, Y., Zhang, Q., Cheng, Z., Li, Y., Yang, X., Wang, L. & Sun, H. (2021) Plant accumulation and transformation of brominated and organophosphate flame retardants: A review. *Environmental Pollution*, **288**, 117742.
- Zhang, X., Brown, T.N., Wania, F., Heimstad, E.S. & Goss, K.-U. (2010) Assessment of chemical screening outcomes based on different partitioning property estimation methods. *Environment International*, **36**, 514-520.
- Zhang, Z., Sun, Z.Z., Xiao, X., Zhou, S., Wang, X.C., Gu, J., Qiu, L.L., Zhang, X.H., Xu, Q., Zhen, B., Wang, X. & Wang, S.L. (2013) Mechanism of BDE209-induced impaired glucose homeostasis based on gene microarray analysis of adult rat liver. *Arch Toxicol*, **87**, 1557-1567.
- Zhou, T., Ross, D.G., DeVito, M.J. & Crofton, K.M. (2001) Effects of short-term in vivo exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol Sci*, **61**, 76-82.
- Zhu, H., Wang, F., Li, B., Yao, Y., Wang, L. & Sun, H. (2020) Accumulation and translocation of polybrominated diphenyl ethers into plant under multiple exposure scenarios. *Environment International*, **143**, 105947.

**vision on technology
for a better world**

