



# Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer in de Krimpenerwaard

Nulmeting

J.H. Faber  
H.J. de Lange  
A. van der Hout  
J.J.C. van der Pol



Alterra-rapport 1814, ISSN 1566-7197



Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer in de Krimpenerwaard;  
Nulmeting



# Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer in de Krimpenerwaard

Nulmeting

J.H. Faber  
H.J. de Lange  
A. van der Hout  
J.J.C. van der Pol

Alterra-rapport 1814

Alterra, Wageningen, 2009

## REFERAAT

Faber, J.H., H.J. de Lange, A. van der Hout & J.J.C. van der Pol, 2007. *Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer in de Krimpenerwaard; Nulmeting*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1814. 101 blz.; 34 fig.; 23 tab.; 22 ref.

In de Krimpenerwaard liggen 5500 slootdempingen en vuilstorten. Het dempingsmateriaal bevat regelmatig verontreinigingen, zodat voor de hele regio sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging. Het gebiedsgericht bodembeheerplan voorziet in een functiegerichte sanering door afdekken van slootdempingen met gebiedseigen schone grond. Uit verificatieonderzoek van de uitgangspunten van dit beheer is eerder gebleken dat ecologische risico's na uitvoering van de standaardmaatregel niet kunnen worden uitgesloten. Mede hierom wordt de voorgenomen maatregel verzwaaard uitgevoerd. Bij de monitoring van de resultaten van deze operatie wordt ook de toereikendheid en duurzaamheid van de standaardmaatregel geëvalueerd op basis van monitoring van ecologische risico's, landbouwkundige risico's en verspreidingsrisico's. Voor deze evaluatie zijn monitoringsparameters geselecteerd die aansluiten op het verificatieonderzoek en het Provinciaal Integraal Meetnet Milieukwaliteit. Dit rapport is resultaat van het deelproject Monitoring Ecologie en beschrijft ecologische risico's op dempinglocaties in de uitgangssituatie vóór de sanering, gespecificeerd voor bouw-en sloopafval, huishoudelijk afval, shredder, en bedrijfsafval. De studie omvat een veldinventarisatie van regenwormen, analyse van zware metalen en PCB's in regenwormen en mollen, en een CALUX-bioassay aan niet-uitgekomen eieren van weidevogels.

Trefwoorden: Krimpenerwaard, bodemverontreiniging, monitoring, ecologische risico's, functiegerichte bodemsanering, actief bodembeheer, slootdemping, vuilstort.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2009 Alterra  
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

# Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
Uitgebreide samenvatting	11
1 Inleiding	17
1.1 Achtergrond	17
1.2 Probleemstelling	18
1.3 Doelstelling	19
2 Materiaal en methoden	21
2.1 Eerste monsterperiode nulmeting 2005	21
2.2 Aanvullende nulmeting 2007	24
3 Veldinventarisatie regenwormen	25
3.1 Soorten en dichtheden regenwormen	25
3.2 Levensgemeenschap regenwormen	29
3.3 Populatieopbouw	29
3.3.1 Populatieopbouw <i>Lumbricus</i> -groep	30
3.3.2 Populatieopbouw <i>Aporrectodea</i> -groep	31
3.3.3 Populatieopbouw <i>Allolobophora</i> -groep	33
3.4 Ecologische groepen	35
3.5 Evaluatie monitoringparameters: veldinventarisatie regenwormen	36
4 Bioaccumulatie zware metalen	39
4.1 Toelichting analyses	39
4.2 Metalen in <i>Lumbricus rubellus</i>	40
4.3 Metalen in <i>Aporrectodea caliginosa</i>	44
4.4 Metalen in mollen	46
4.5 Evaluatie monitoringparameters: metaalaccumulatie in regenwormen en mollen	48
4.6 Vergelijking en duiding van gehalten zware metalen	49
4.6.1 Cadmium	49
4.6.2 Lood	52
4.6.3 Zink	54
5 Bioaccumulatie PCB's	57
5.1 Toelichting analyses	57
5.2 PCB's in <i>Lumbricus rubellus</i>	57
5.3 PCB's in <i>Aporrectodea caliginosa</i>	59
5.4 PCB's in mollen	60
5.5 Evaluatie monitoringparameters: PCB-accumulatie regenwormen en mol	63
5.6 Vergelijking en duiding van PCB gehalten	63

6	Weidevogels	67
6.1	DR-Calux bioassay met niet-uitgekomen eieren	67
6.2	Relatie DR-Calux met slootdempingen	69
6.3	Evaluatie monitoringparameters: weidevogeleieren	75
7	Synthese	77
7.1	Veldinventarisatie regenwormen	77
7.2	Bioaccumulatie regenwormen en mollen	78
7.3	Enzyminductie weidevogeleieren	80
7.4	Conclusies en aanbevelingen	81
8	Monitoring na sanering (T1)	85
8.1	Parameterkeuze	85
8.2	Fasering	85
8.3	Locatiekeuze	86
	Literatuur	89
	Bijlage 1 Locaties	91
	Bijlage 2 Gegevens percelen en bodemmonsters	93
	Bijlage 3 Mollen: veld- en sectiegegevens	99
	Bijlage 4 DR-Calux methode	101

## Woord vooraf

Dit rapport beschrijft de eerste fase van monitoring van ecologische risico's voorafgaand aan de uitvoering van maatregelen in het kader van actief bodembeheer van verontreinigde slootdempingen in de Krimpenerwaard. Het onderzoek sluit aan op het eerdere 'Verificatieonderzoek Ecologie' door de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard en het 'Provinciaal Integraal Meetnet Milieukwaliteit' (PIMM) van de Provincie Zuid-Holland. Het project werd gefinancierd door de provinciale afdelingen Milieu en Bodemsanering.

Met dank aan de Natuur en Vogelwerkgroep "de Krimpenerwaard" voor het verzamelen van niet-uitgekomen eieren van weidevogels ten behoeve van de monitoring. In het bijzonder dank aan Leo Groen voor zijn coördinerende rol hierbij. Bijzondere dank is ook verschuldigd aan Hans de Groot en Johan Gelderbloem voor het vangen van mollen. Tenslotte worden de landeigenaren bedankt die toegang hebben verleend tot de voor het onderzoek geselecteerde percelen.





## Samenvatting

De ongeveer 5500 gedempte sloten en storpen in de Krimpenerwaard vormen één geval van ernstige bodemverontreiniging. Het gebiedsgericht bodembeheerplan voorziet in een standaard saneringsmaatregel die bestaat uit het afdekken van slootdempingen met gebiedseigen grond of bagger van goede kwaliteit en het onderhouden van de dikte van deze deklaag. Uit eerder onderzoek, het zgn. 'Verificatieonderzoek', bleek dat alle typen beleidsmatig verdacht dempingmateriaal ecotoxicologische effecten teweegbrengen, die ook bij afdekken met 30 cm grond niet kunnen worden uitgesloten. De saneringsmaatregel zal daarom verzaamd worden uitgevoerd (einddikte 40 cm), en eventuele risico's na sanering moeten via monitoring in beeld worden gebracht teneinde de effectiviteit en duurzaamheid van het bodembeheer te kunnen evalueren.

Dit rapport beschrijft de eerste projectfase van de monitoring van ecologische risico's, gericht op het vastleggen van de uitgangssituatie (nulmeting) op locaties vóór uitvoering van de saneringsmaatregel. De geselecteerde onderzoeksparameters sluiten aan op het Verificatieonderzoek en op het Provinciaal Integraal Meetnet Milieukwaliteit van de Provincie Zuid-Holland: veldinventarisatie regenwormen, gehalten van zware metalen en PCB's in regenwormen en mollen, en een bioassay aan niet-uitgekomen eieren van weidevogels uit het gebied. Vier dempingtypen werden onderzocht: bedrijfsafval, bouw- en sloopafval, huishoudelijk afval en shredder. Als referentie werd naastgelegen grasland in hetzelfde perceel bemonsterd of een elders gelegen perceel zonder demping.

In een parallel deelproject worden landbouwkundige risico's gemonitord op locaties met industrieel en bedrijfsafval en shredder om te controleren of de kwaliteit van bodem en gewas na afdekken van dempingen blijven voldoen aan landbouwkundige eisen voor productkwaliteit. Om het effect van verontreiniging van de deklaag in een zo vroeg mogelijk stadium te kunnen inschatten worden twee dempinglocaties intensief gemonitord. Hierbij wordt specifiek gekeken naar herverontreiniging van de deklaag vanuit de demping.

Voor alle dempingtypen behalve huishoudelijk afval waren verhoogde gehalten van één of meerdere zware metalen en PCB's in mollen en regenwormen significant aantoonbaar. Ook waren effecten aantoonbaar op de leeftijdsopbouw van regenwormen, en is er sprake van verstoorde enzymactiviteit in niet-uitgekomen eieren van weidevogels. De effecten zijn echter sterk afhankelijk van het type dempingmateriaal en zijn niet altijd significant aantoonbaar vanwege grote variatie tussen locaties met eenzelfde type dempingmateriaal. Shredder heeft het grootste aantal significante verschillen, huishoudelijk afval het kleinste aantal.

Dieplevende regenwormen vormen een potentieel risico op herverontreiniging van een schone deklaag door contact met het dempingmateriaal en menging met de onderkant van de deklaag. Oppervlakkig levende regenwormen met verhoogde

lichaamsgehalten aan contaminanten vormen een risico op doorvergiftiging in bovengrondse voedselketens. Dit laatste wordt geïllustreerd door verhoogde gehalten in mollen van metalen (factor één tot twee, maar niet significant) en PCB's (factor drie tot negen, significant voor twee dempingtypen), en door de verstoorde enzymactiviteit in eieren van wormetende weidevogels. De enzymactiviteit was niet gerelateerd aan slootdempingen in totaliteit, maar was wel significant gecorreleerd aan het voorkomen van sloten gedempt met bagger en dempingen waarvoor de categorie niet in de database was benoemd ('onbekend materiaal')

## **Uitgebreide samenvatting**

### ***Inleiding***

In de Krimpenerwaard, een groot veenweidegebied in Zuid-Holland, zijn tussen de jaren vijftig en tachtig van de vorige eeuw ongeveer 5500 sloten gedempt met uiteenlopende materialen (huishoudelijk afval, lompen, baggerspecie, bouw- en sloopafval, bedrijfsafval en shredder). Dit werd gedaan om de algemene ontwikkeling naar grootschaliger landbouw te kunnen volgen. De materialen waarmee de sloten werden gedempt bevatten in veel gevallen verontreinigingen. De (mogelijke) aanwezigheid van verontreinigingen leidde in de Krimpenerwaard tot een stagnatie van de verkoop en overdracht van grond (grondmobiliteit). Dit bracht tal van sociale en maatschappelijke problemen voort met betrekking tot bedrijfsoverdrachten, gebiedsontwikkeling en landinrichting. In 1998 werd daarom door de belangrijkste actoren (Provincie Zuid-Holland, Gemeenten, landeigenaren, Zuid-Hollands Landschap, WLTO en waterbeheerders) uit de streek een Plan van Aanpak geschreven waarin een oplossing voor de aanwezigheid van slootdempingen werd voorgesteld. Deze bestond uit het van de landeigenaar overnemen van de juridische verantwoordelijkheid voor de verontreinigde slootdempingen door de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (SBK). Alleen al de overdracht van de juridische verantwoordelijkheid aan de SBK heeft de grondmobiliteit weer op gang gebracht. De SBK heeft daarmee tevens de verantwoordelijkheid om voor de slootdempingen een duurzame en verantwoorde oplossing te ontwerpen.

Omdat de Krimpenerwaard een landelijk veengebied is met een hoge grondwaterstand werd hier in afwijking van saneringen volgens het 'leeflaagprincipe' elders in Nederland gedacht aan een dunne leeflaag zonder signalerende tussenlaag (Anonymus, 1998). De voorgestelde standaardmaatregel is het afdekken van slootdempingen met gebiedseigen grond of bagger van goede kwaliteit en het nadien onderhouden van de deklaag op 40 cm. Onder verantwoordelijkheid van de Provincie Zuid-Holland (in de rol van bevoegd gezag) werd een Verificatieonderzoek gestart waarin landbouwkundige, ecologische en verspreidingsrisico's werden onderzocht ten behoeve van een beoordeling van noodzaak en effectiviteit van de voorgenomen maatregel; destijds ging het nog om een deklaag van 30 cm. Uit dit onderzoek is gebleken dat ook na uitvoering van de standaardmaatregel het voortbestaan van ecologische risico's van slootdempingen niet kan worden uitgesloten. Deze uitkomst heeft geleid tot bijstelling van de standaardmaatregel. Tevens werd besloten tot monitoring zodat de effectiviteit en duurzaamheid van het actief bodembeheer mettertijd kan worden beoordeeld.

### ***Kader***

De monitoring waarvan in dit rapport verslag wordt gedaan past binnen het nieuwe bodembeleid van de Nederlandse overheid waarin actief bodembeheer als uitgangspunt geldt. Afdekken van dempingen is een nieuwe vorm van omgang met bodemverontreiniging in het landelijk gebied en wordt in de Krimpenerwaard voor het eerst op grote schaal toegepast. Het is dan ook een leertraject voor zowel het

bevoegde gezag, uitvoeringsorganisaties als ook voor de wetenschap. Voor de Ministeries van VROM en LNV, en ook voor de lagere overheden (Provincie Zuid-Holland, Gemeenten, LTO Noord, Zuid-Hollands Landschap en waterbeheerders) geldt het omgaan met bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard als pilotproject voor het vernieuwde functie- en gebiedsgerichte bodembeleid. Het project heeft in dit kader landelijke betekenis. Binnen het project wordt niet alleen ervaring opgedaan met beleidsontwikkeling en uitvoering van het beleid, maar er wordt ook een evaluatie-instrument ontwikkeld. Dit instrument wordt in samenspraak met belanghebbenden (waaronder DLG en LNV-DRZ en natuurbeschermers) opgezet om tot een handreiking te komen voor de omgang met slootdempingen in veenweidegebieden. Het belang hiervan is evident: gebieden met een vergelijkbare problematiek (nationaal en internationaal) kunnen van deze systematiek gebruik maken. Voor Nederland valt daarbij te denken aan gebieden zoals de Alblasserwaard, Waterland, de Venen en de Groninger Wijken.

Binnen het bodembeleid valt het project te plaatsen tegen de achtergrond van de *Task Force* Landinrichting (inrichting van het landelijk gebied) en het Bestuurlijk Overleg tussen Provincies en Rijksoverheid. Binnen beide beleidstrajecten wordt gestreefd naar een verbetering of behoud van de kwaliteit van natuur en landschap en vitalisering van de functies in het groene gebied (landbouw, recreatie en natuur). Binnen het bodembeleid van de Provincie Zuid-Holland is aansluiting gezocht met het al geruime tijd lopende monitoringprogramma 'Provinciaal Integraal Meetnet Milieukwaliteit' (PIMM), door locaties van dit onderzoek en het PIMM te combineren.

### ***Doelstelling***

De Monitoring Ecologie is opgezet om in de praktijk te beoordelen of met de standaard saneringsmaatregel ecologische risico's in afdoende mate en duurzaam worden weggenomen. De aandacht ligt hierbij op door de belangenpartijen als relevant aangeduide processen: bioturbatie door regenwormen en ecologische risico's voor zoogdieren en weidevogels (doorvergiftiging). De doelstellingen van het project zijn:

- Inzicht verkrijgen in de mate waarin ecologische risico's van de bodemverontreiniging op korte termijn worden weggenomen.
- Eventueel opnieuw optredende effecten (lange termijn) als gevolg van herverontreiniging in beeld krijgen.

Een afgeleide doelstelling is om de geschiktheid van diverse monitoringparameters te toetsen. Daarbij wordt gekeken naar kosten voor onderzoeksinspanning en de aantoonbaarheid van ecologisch relevant geachte verschillen tussen demping en referentie.

In dit rapport wordt de uitgangssituatie vastgelegd (vóór uitvoering van de maatregel), en worden ecologische risico's gekwantificeerd in termen van verschillen tussen slootdempingen en referenties. Het is de bedoeling om dezelfde locaties nogmaals te bezoeken na uitvoering van de sanering.

### ***Uitvoering***

Door de SBK zijn slootdempingen geselecteerd die in de (nabije) toekomst afgedekt zullen gaan worden volgens de standaardmaatregel. Deze dempingen zijn ingedeeld in verschillende categorieën die gebaseerd zijn op het soort materiaal dat gebruikt is om de sloten te dempen. De daarbij onderscheiden categorieën zijn: bagger, bouwen sloopafval, bedrijfsafval, huishoudelijk afval, lompen en shredder. Dempingtypen lompen en bagger werden in deze monitoring vooralsnog niet meegenomen. Locaties met lompen als dempingmateriaal zullen worden afgedekt volgens de standaardmaatregel. Bagger wordt bestuurlijk niet langer als een verdachte categorie beschouwd<sup>1</sup>, maar zal wel in de monitoringstrategie worden meegenomen (SBK, 2005).

Het monitoringonderzoek op saneringslocaties is uit verschillende onderdelen opgebouwd teneinde relevante ecologische aspecten in beeld te brengen:

- Veldinventarisatie van regenwormen (bepalen van de soortensamenstelling, levensstadium en gewichtsverdeling) om inzicht te krijgen over de aanwezige gemeenschap en de betekenis voor het functioneren van de bodem en het bovengrondse voedselweb.
- Analyses van zware metalen en PCB's in regenwormen. Deze parameters geven informatie over de daadwerkelijke beschikbaarheid van deze stoffen in de bodem (afkomstig uit de dempingen) en geven een aanduiding van het risico op doorvergiftiging in het voedselweb (predatoren van regenwormen zoals kleine zoogdieren en weidevogels).
- Analyses van zware metalen en PCB's in mollen. Hiermee wordt de daadwerkelijke doorvergiftiging naar organismen hoger in de voedselketen bepaald.
- Bepaling van de aanwezigheid van dioxineachtige verbindingen in weidevogeleieren. Dit gebeurt door het bepalen van de DR-Calux in de eieren. Met deze bioassay worden geen concentraties van stoffen bepaald, maar wel of deze stoffen een activiteit induceren van enzymen binnen de vogeleieren.

Deze parameters moeten inzicht geven in het optreden van ecologische risico's van slootdempingen in de Krimpenerwaard. Bij elke parameter worden slootdempingen vergeleken met een passende referentie. De beoordelingsmethode bij deze vergelijking en de te hanteren beoordelingscriteria werden eerder ontwikkeld voor het Verificatieonderzoek (Faber et al., 2004).

### ***Resultaten***

In deze paragraaf worden de resultaten van de verschillende metingen in hoofdlijnen weergegeven. Voor de precieze resultaten en de verwerking hiervan wordt verwezen naar de desbetreffende hoofdstukken in het rapport.

Voor de monitoring op basis van regenwormen werden vergelijkingen gemaakt tussen dempingen en een referentie in naastgelegen weiland; in geval van mollen werden percelen met dempingen vergeleken met percelen zonder. Bij weidevogels is geen sprake van referentiemateriaal, en werden meetresultaten gerelateerd aan de

---

<sup>1</sup> Tenzij uit historisch onderzoek een verdachte herkomst zou blijken; in dat geval wordt wel tot sanering overgegaan. De onderhoudsbagger uit de kleine wateren wordt in principe niet als verdacht beschouwd.

afstand van nest tot naburig gelegen slootdempingen. Waar mogelijk is een vergelijking gemaakt met resultaten uit het Verificatieonderzoek en met onderzoeksresultaten voor andere plaatsen in Nederland.

#### *Veldinventarisatie regenwormen* (hoofdstuk 3)

De soortensamenstelling en de aantallen regenwormen verschillen niet tussen demping en referentie, noch tussen verschillende typen dempingen. De leeftijdsopbouw van de dominante soorten *Lumbricus rubellus*, *Aporrectodea caliginosa* en *Allolobophora chlorotica* is afwijkend bij bepaalde typen dempingmateriaal en verschilt tussen dempingtypen. Deze resultaten komen overeen met eerdere waarnemingen uit het Verificatieonderzoek. Leeftijdsopbouw is daarmee een geschikte parameter voor vervolgonderzoek in de Monitoring Ecologie.

#### *Bioaccumulatie in regenwormen* (paragrafen 4.2, 4.3, 5.2 en 5.3)

Verontreinigingen in de bodem worden opgenomen door regenwormen, de mate waarin is gerelateerd aan de specifieke voedselkeuze en graafgedrag van de diverse soorten in de bodem. Door deze verontreinigingen te meten in soorten met verschillende levenswijzen wordt informatie verkregen over de biobeschikbaarheid en over het risico op doorvergiftiging in het voedselweb. Dit is gedaan voor twee dominant voorkomende regenwormsoorten: *L. rubellus* en *A. caliginosa*. Aan deze twee soorten zijn metingen aan zware metalen en polychloorbifenylen (PCB's) uitgevoerd. Bij beide soorten is voor een aantal metalen een significant verschil aangetoond tussen de slootdemping en het naastliggende weiland ter referentie, weergegeven in Tabel 1. Het metaalgehalte in deze wormen is een geschikte parameter voor vervolgonderzoek in de Monitoring Ecologie.

Tabel 1. Overzicht significante verschillen metaalgehalten in regenwormen t.o.v. referentie. X, demping > referentie; \*, referentie > demping; ns, niet significant.

Dempingtype	Verontreiniging	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>
Bouw- en sloopafval	lood	X	X
	kwik	ns	*
Shredder	cadmium	X	ns
	koper	X	X
	lood	X	X
	zink	X	ns
Bedrijfsafval	lood	X	X
	kwik	*	*
Huishoudelijk afval	koper	X	ns
	cadmium	ns	*
	kwik	ns	*

PCB's worden ook door regenwormen opgenomen. Concentraties in wormen afkomstig van dempingen blijken tot een factor 18 hoger dan de referentie. Alleen bij *L. rubellus* op shredder dempingen is het verschil statistisch significant. Het ontbreken van significantie voor de andere verschillen kan worden verklaard door de grote spreiding van PCB-gehalten binnen dempingen en binnen dempingtypen. De aangetroffen PCB-gehalten zijn zo hoog dat het risico op doorvergiftiging in de voedselketen waarschijnlijk is. Daarmee is dit een ecologisch relevante parameter die, de maar beperkt statistisch aantoonbare verschillen niettegenstaande, mee zou

moeten worden genomen in toekomstig vervolgonderzoek. Voor de provinciale monitoring van milieukwaliteit biedt deze parameter ook veel perspectief.

#### *Bioaccumulatie in mollen* (paragrafen 4.4 en 5.4)

Mollen (*Talpa europaea*) kunnen verontreinigingen in de bodem opnemen via de voedselketen. Mollen leven voornamelijk van regenwormen. Door mollen te vangen in de onderzochte percelen met slootdempingen wordt inzicht verkregen over doorvergiftiging via deze voedselketen. Dieren gevangen op percelen met een slootdemping moeten dan worden vergeleken met vangsten afkomstig uit referentiepercelen zonder demping.

In mollen afkomstig van weilanden met dempingen werden tot 9 keer hogere gehalten aan PCB's gevonden ten opzichte van de referentie. Dit verschil is significant voor bedrijfsafval en shredder dempingen. Opvallend is de grote spreiding in de PCB-gehalten binnen de referenties en binnen de dempingtypen.

Er werden ook verhoogde gehalten aan zware metalen gevonden in de mollen, maar dit verschil is van een kleinere orde (tot factor 2). Voor shredder dempingen is dit verschil statistisch significant, maar alleen in het geval van koper. Voor de overige metalen en dempingen waren de waarnemingen niet statistisch significant verschillend.

Omdat mollen in eerder onderzoek in de Krimpenerwaard al werden gebruikt bij monitoring (PIMM) en vanwege de ecologisch relevant verhoogde concentraties PCB's is deze parameter waardevol voor verdere monitoring.

#### *Weidevogeleieren* (hoofdstuk 6)

Weidevogels (grutto, Kievit, tureluur en scholekster) hebben een belangrijke symbolische betekenis voor het veenweidegebied. Aan het behoud van deze soorten wordt veel aandacht besteed en geld uitgegeven. Weidevogels worden blootgesteld bij bodemverontreiniging via de voedselketen, door regenwormen en insecten. Belangrijkste verschil met mollen is dat weidevogels slechts een deel van het jaar op de locatie verblijven en, met uitzondering van scholeksters, in de winterperiode naar het zuiden trekken. Omdat het vanwege de beschermde status niet wenselijk is om destructieve bepalingen aan de vogels uit te voeren is gekozen om metingen te doen aan niet-uitgekomen eieren. In deze eieren werd met de zgn. DR-Calux bioassay de activiteit gemeten van een enzym waarvan de aanmaak wordt geïnduceerd door de aanwezigheid van organische microverontreinigingen zoals PCB's en PAK's.

Uit de meetgegevens kwam geen verband naar voren tussen de geïnduceerde enzymactiviteit en de blootstelling aan slootdempingen in het algemeen, gedefinieerd als oppervlakte demping binnen het broedterritorium. De enzyminductie bleek wel significant gecorreleerd met bagger-dempingen en dempingen met onbekend materiaal.

Uit de metingen blijkt verder dat scholeksters een significant hogere geïnduceerde enzymactiviteit hebben dan andere onderzochte soorten. Ook blijkt uit de metingen dat de variatie tussen eieren van eenzelfde nest van dezelfde orde van grootte is als de variatie tussen nesten onderling. Voor alle soorten geldt dat de enzymactiviteit uitgedrukt als toxische equivalenten van dioxine TCDD de voedselkwaliteitsnorm voor kippeneieren ver overschrijdt.



### ***Conclusies***

In dit rapport is de uitgangssituatie vastgelegd op saneringslocaties in de Krimpenerwaard vóór uitvoering van de standaardmaatregel voor slootdempingen (afdekken met 50 cm gebiedseigen grond, handhaven deklaag op 40 cm). Daartoe zijn metingen uitgevoerd aan ecologisch relevante parameters met betrekking tot regenwormen in het veld, bioaccumulatie van zware metalen en PCB's in regenwormen en mollen en verstoorde enzymactiviteit in weidevogeleieren. Doel is om de effectiviteit te beoordelen van de saneringsmaatregel, zodat duidelijk wordt of de ecologische risico's van de slootdempingen (zoals eerder al aangetoond in het Verificatieonderzoek Ecologie) afdoende en duurzaam worden weggenomen. Daarvoor is het noodzakelijk dat in de nulsituatie negatieve effecten van een slootdemping goed aantoonbaar zijn.

Uit de resultaten blijkt dat er (soms) grote verschillen zijn tussen demping en referentie. De variatie tussen locaties binnen een zelfde dempingtype waren echter soms erg groot, zodat niet alle verschillen ook statistisch significant aantoonbaar waren. De variatie in meetresultaten was groter dan op grond van het Verificatieonderzoek Ecologie kon worden verwacht. Ook werden onderzoeksparameters uit PIMM ingezet zonder voorkennis van te verwachten resultaten voor slootdempingen. Opvallend is de onverwacht hoge variabiliteit in referentielocaties (vooral voor PCB's), waar uitbijters gevonden werden die vragen oproepen over de historie van het perceel.

Door het nemen van aanvullende monsters werd de bewijskracht van het onderzoek vergroot, zodat nu voor alle dempingtypen bij één of meerdere monitoringparameters een significant verschil tussen demping en referentie kon worden aangetoond. Hiermee is voldaan aan de wetenschappelijke kwaliteitseisen voor de monitoring van de uitgangssituatie.

Voor het vervolg van de monitoringstrategie wordt aanbevolen om de studie op drie momenten na het afdekken van saneringslocaties te herhalen. Om vast te stellen dat bestaande ecologische risico's inderdaad worden weggenomen door de standaardmaatregel moet binnen een termijn van 2-4 jaar na afdekken het onderzoek worden herhaald. Op basis van de nu verkregen resultaten worden in het rapport aanbevelingen gedaan voor de toe te passen monitoringparameters. Een tweede herhaling wordt gedacht op een middellange termijn van 7-10 jaar om zo spoedig mogelijk te kunnen signaleren dat de oplossing onverhoopt niet duurzaam zou zijn; er kan dan al herverontreiniging optreden waardoor opnieuw ecologische frisco's ontstaan. De maatregel kan dan alsnog worden heroverwogen en bijgesteld voor resterende saneringslocaties. Indien op deze termijn geen ongewenste ontwikkeling worden geconstateerd volstaat een laatste monitoringronde na ongeveer 20 jaar voor een definitieve beoordeling van de effectiviteit op lange termijn.

# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

De beleidsmatige voornemens met betrekking tot behoud en versterking van de groene functies natuur, landbouw en recreatie in de Krimpenerwaard hebben sterk te kampen gehad met stagnatie ten gevolge van bodemverontreiniging door met afval gedempte sloten. De bodemverontreiniging vormde vooral een juridische belemmering voor grondmobiliteit, en belemmerde zo de uitvoering van twee landinrichtingsprojecten, de aankoop van land voor natuur- en landschapsontwikkeling, en bijvoorbeeld ook de aanleg van natuurelementen bij landbouwers op het bedrijf.

Er liggen circa 5500 gedempte sloten in het gebied. Een gebiedsgericht bodembeheerplan, uit te voeren door de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (SBK), moet de noodzakelijke verkaveling en herinrichting van het gebied gaan faciliteren. Dit bodembeheerplan gaat uit van actief bodembeheer en is gebaseerd op een ‘functiegerichte sanering’ door afdekking van verdachte slootdempingen met grond met een gebiedseigen, goede kwaliteit. Na sanering mag de bodemverontreiniging geen beperking vormen voor beoogde functies landbouw (vooral beweiding), natuur, recreatie en drinkwaterwinning in het gebied.

De SBK en de Provincie Zuid-Holland (het bevoegd gezag) vormen de voornaamste actoren, met een grote groep landeigenaren en beheerders als directe achterban (agrariërs, Zuid-Hollands Landschap, waterbeheerder); secundair betrokken partijen zijn DLG en partijen vertegenwoordigd in de bestuursovereenkomst van de SBK. De betreffende slootdempingen zijn gelegen op land dat in eigendom is van enkele honderden private landeigenaren of van het Zuid-Hollands Landschap, de beheerder van de natuurgebieden in het gebied, of nog andere partijen. Anno 2008 heeft de SBK met deze partijen voor ongeveer de helft van alle dempinglocaties onderhoudscontracten (“beheersovereenkomsten”) afgesloten, waarin staat dat tegen evenredige vergoeding de juridische aansprakelijkheid door de SBK wordt overgenomen en het beheer van de verontreinigde slootdempingen zal worden verzorgd door de Stichting. Deze overeenkomsten vormen de katalysator achter de hernieuwde grondmobiliteit. De te saneren locaties liggen verspreid in de regio.

De aanpak van de bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard geldt sinds 1998 als pilotproject van de ministeries van LNV en VROM, evenals van de provincie Zuid-Holland, gemeenten in de Krimpenerwaard, de Westelijke Land- en Tuinbouworganisatie, het Zuid-Hollands landschap en de waterbeheerder in het gebied. Het project wordt gezien als uitwerking van het vernieuwde functiegerichte en gebiedsgerichte bodemsaneringsbeleid, en heeft als zodanig nationale en zelfs internationale betekenis. Zowel de uitwerking van dit beleid, als ook de wijze waarop dit werd onderbouwd met een nieuw ontwikkelde structuur voor ecologische risicobeoordeling in het landelijk gebied zijn vernieuwend. De doelmatigheid van de

voorgenomen vorm van actief bodembeheer in de Krimpenerwaard is inhoudelijk van landelijke betekenis vanwege de vele gevallen van bodemverontreiniging in veenweidegebied (zoals De Venen, Waterland en overige gebieden met dempingen zoals Groninger Wijken). In termen van het bestuurlijke en wetenschappelijk proces is de betekenis nog veel algemener, en worden de ontwikkelingen ook in het buitenland gevolgd. Het project heeft daarom grote demonstratieve betekenis.

## 1.2 Probleemstelling

Inmiddels is met de uitvoering van het bodembeheerplan op grote schaal begonnen. Dit actief bodembeheer heeft tot doel de risico's voor landbouw, natuur en recreatie weg te nemen of althans te reduceren tot aanvaardbare niveaus. Op basis van eerder uitgevoerd Verificatieonderzoek is geconcludeerd dat rekening moet worden gehouden met de mogelijkheid dat de saneringsmaatregelen niet voldoende effectief zijn of dat deze na verloop van jaren hun effectiviteit verliezen door herverontreiniging van de deklaag.

De evaluatie van de maatregelen in het kader van actief bodembeheer wordt gebaseerd op monitoring van ecologische risico's. Deze monitoring is gewenst om de effectiviteit van de saneringsmaatregel te kunnen vaststellen, te kunnen volgen of de maatregelen duurzaam zijn, en om eventueel toch nog optredende ecologische risico's voor landbouw en natuur goed in beeld te krijgen en in afweging mee te kunnen nemen bij de evaluatie van het bodembeheer.

Omdat de Krimpenerwaard een landelijk veengebied is met een hoge grondwaterstand werd in afwijking van saneringen volgens het 'leeflaagprincipe' elders in Nederland hier gedacht aan een dunne leeflaag zonder signalerende tussenlaag. Het Gebiedsgericht Bodembeheerplan (Anonymus, 1998) ging destijds nog uit van een standaardmaatregel voor het afdekken van slootdempingen met gebiedseigen goede grond in een deklaag van 30 cm dikte, daar waar nodig. Het plan is "getoetst" op basis van een diepgaand 'verificatieonderzoek'. Op basis van dit onderzoek is geconcludeerd dat de risico's voor landbouw (productkwaliteit) en milieu (verspreidingsrisico's t.a.v. bodem en water) in het algemeen afwezig zijn. Voor bedrijfsafval en shredder zijn wel landbouwkundige risico's vastgesteld, maar deze kunnen met een kleine verzwaring van de maatregel (afdekken met 40 cm grond) direct en afdoende worden weggenomen (Tuinstra et al., 2004). Voor zgn. 'bijzondere situaties', bijvoorbeeld zandige bodems op donken, loopt nog onderzoek ten aanzien van het verspreidingsrisico. Er moet echter wel rekening worden gehouden met de mogelijkheid dat ecologische risico's voor landbouw en natuur blijven voortbestaan, omdat effecten aantoonbaar waren op dempingen met een deklaag van ten minste 30 cm (Faber et al., 2004). Op basis van de resultaten van het Verificatieonderzoek, en op grond van ervaringen opgedaan in uitvoeringsprojecten, is het Bodembeheerplan bijgesteld. In het nieuwe plan voor de sanering van slootdempingen (SBK, 2005) is besloten de standaardmaatregel te verzwaren tot een

deklaag van 40 cm dikte (einddikte na rijping<sup>2</sup>) (Tuinstra en Düking, 2005). Monitoring is daarbij een manier om met restonzekerheden om te gaan en dient er toe om de effectiviteit van deze maatregel definitief te kunnen beoordelen.

Het verificatieonderzoek heeft aanbevelingen opgeleverd voor monitoring van ecologische risico's, op basis waarvan achteraf de effectiviteit van uitgevoerde maatregelen mede kan worden beoordeeld. Er zijn aanbevelingen gedaan voor monitoring m.b.t. blootstelling van het bovengrondse voedselweb via regenwormen, waarbij specifiek wordt gekeken naar bioaccumulatie en het broedsucces van weidevogels. Deze aanbevelingen vormden het uitgangspunt voor de keuze van onderzoeksparameters voor de ecologische monitoring.

Ter voorbereiding van de monitoring heeft afstemming plaatsgehad binnen de oude overlegstructuur "Afstemmingsoverleg" van het consortium dat bij het verificatieonderzoek betrokken was, en direct met de direct betrokken beleidsambtenaren van de Provincie Zuid-Holland. Hierbij is tevens aansluiting gezocht bij eerder uitgevoerd onderzoek in het kader van provinciale monitoring van milieukwaliteit, PIMM (bijv. Wegener et al., 1999; Van den Brink & Van der Pol, 2003). Zodoende is besloten om ook doorgifte van zware metalen en PCB's in voedselketens aan mollen te gaan monitoren.

### 1.3 Doelstelling

Met de monitoring van de effectiviteit van de saneringsmaatregelen om ecologische risico's weg te nemen wordt in evaluerende zin ervaring opgedaan met actief bodembeheer rond gedempte sloten in de Krimpenerwaard en elders. Afdekken is een nieuwe manier van omgaan met deze vorm van bodemverontreiniging. Het opdoen van deze ervaring geldt als leerproject voor het bevoegd gezag en de uitvoeringsorganisatie in de streek. Het saneringsproject geldt sinds 1998 als pilotproject van de ministeries van LNV en VROM evenals van de provincie Zuid-Holland, gemeenten in de Krimpenerwaard, WLTO het Zuid-Hollands landschap en de waterbeheerder in het gebied. Het moet worden gezien als uitwerking van het vernieuwde functiegerichte en gebiedsgerichte bodemsaneringsbeleid, en heeft als zodanig landelijke betekenis.

Het project omvat de ontwikkeling en uitvoering van een evaluatie-instrument als onderdeel van het bodembeheer van verontreinigde slootdempingen in de Krimpenerwaard. Er wordt samengewerkt met belangenorganisaties in de streek (waaronder beleidsinstanties DLG, LNV-DRZ en natuurbeschermers), gericht op gezamenlijke ontwikkeling van een handreiking voor de omgang met bodemverontreiniging in gedempte sloten. De bevindingen zullen daarom van belang zijn voor andere regio's met vergelijkbare problematiek (nationaal en internationaal),

---

<sup>2</sup> In eerste instantie zal grond of bagger worden opgebracht tot een dikte van 50 cm; een eventueel al aanwezige deklaag wordt daarbij inbegrepen. Na inklinking en rijping van het dekmateriaal wordt een einddikte van 40 cm beoogd. Deze dikte zal worden gemonitord ten behoeve van handhaving.

waaronder vanzelfsprekend veenweidegebieden zoals de Alblasserwaard, Waterland en De Venen, en andere gebieden met dempingen zoals de Groninger Wijken.

Op niveau van nationaal beleid valt het project te plaatsen tegen de achtergrond van het Bestuurlijk Overleg rijk en provincies over het Uitvoeringscontract 2005/6 en de *Task Force* Landinrichting, waarbij eind 2004 afspraken zijn gemaakt over de milieuparagraaf in het landelijk gebied. Het beleidsveld Bodem vormt een onderdeel daarvan. Het project sluit op meerdere punten aan bij deze afspraken. De beleidsmatige achtergrond op provinciaal niveau betreft het streven naar verhoogde kwaliteit van natuur en landschap, zowel gericht op de kwaliteit van de omgeving als op de verbreding van de landbouw en de vitalisering van het platteland.

De monitoring van ecologische risico's dient inzicht te geven in de mate waarin ecologische risico's van de bodemverontreiniging afdoende worden weggenomen bij uitvoering van de bodembeheermaatregel afdekken van slootdempingen met grond met een gebiedseigen goede kwaliteit. De focus van de ecologische monitoring ligt daarbij op bioturbatie door regenwormen en doorvergiftigingsrisico's voor kleine zoogdieren en weidevogels die foerageren op regenwormen.

Naast een monitoring van ecologische risico's wordt door Alterra parallel een monitoring uitgevoerd van landbouwkundige risico's (Groenenberg et al., 2007). Deze campagne is gericht op herverontreiniging van de nieuwe deklaag, en maakt gebruik van bodemchemische bepalingen. De focus ligt hier op de opwaartse mobiliteit van contaminanten (zwarte metalen) en de opname door het gewas. Beide projecten samen maken dat de monitoring als geheel een Triade opzet heeft, waarin milieuchemische, toxicologische en ecologische aspecten in de risico-evaluatie zijn ondergebracht.

De in dit rapport beschreven activiteiten rond monitoring van ecologische risico's hebben betrekking op het vastleggen van de Ausgangssituatie vóór de uitvoering van de saneringsmaatregel. Voor verschillende categorieën dempingmateriaal worden daartoe meerdere locaties bezocht. Het is de bedoeling de metingen te zijner tijd op dezelfde plaatsen te herhalen om de efficiëntie van de maatregelen te kunnen beoordelen en een eventueel op langere termijn optredende herverontreiniging van de schone deklaag tijdig te kunnen vaststellen.

Doelstellingen monitoring ecologie:

- inzicht verkrijgen in de mate waarin ecologische risico's van de bodemverontreiniging op korte termijn afdoende worden weggenomen;
- eventueel op langere termijn opnieuw optredende effecten van herverontreiniging tijdig in beeld krijgen.
- Een afgeleide doelstelling is om de geschiktheid van diverse monitoring-parameters te toetsen. Parameters zijn in overleg met Provincie Zuid-Holland geselecteerd zodat werd aangesloten op het Verificatieonderzoek Ecologie of PIMM onderzoek. Bij de beoordeling op geschiktheid voor toepassing in latere fasen van de Monitoring Ecologie wordt gekeken naar kosten voor voldoende onderzoeksinspanning en de aantoonbaarheid van ecologisch relevant geachte verschillen tussen demping en referentie.

## 2 Materiaal en methoden

Tijdens het Verificatieonderzoek werden ecologische effecten aangetoond voor diverse categorieën dempingmateriaal (Van den Brink et al., 2004). Het monitoringonderzoek wordt toegespitst op deze categorieën. De categorie lompen is hierbij komen te vervallen vanwege de beperkte omvang van het aantal dempingen van dit type en het feit dat dit materiaal veelal in combinatie met ander materiaal wordt aangetroffen. De categorie bagger is voorlopig buiten de monitoring gehouden omdat ten tijde van de planvorming voor de monitoring nog een bestuurlijke discussie speelde over het “verdacht zijn”. Het inmiddels bijgestelde saneringsplan stelt dat vanwege de gemeten effecten de categorie bagger wel betrokken zal worden in de monitoringstrategie (SBK 2005).

### 2.1 Eerste monsterperiode nulmeting 2005

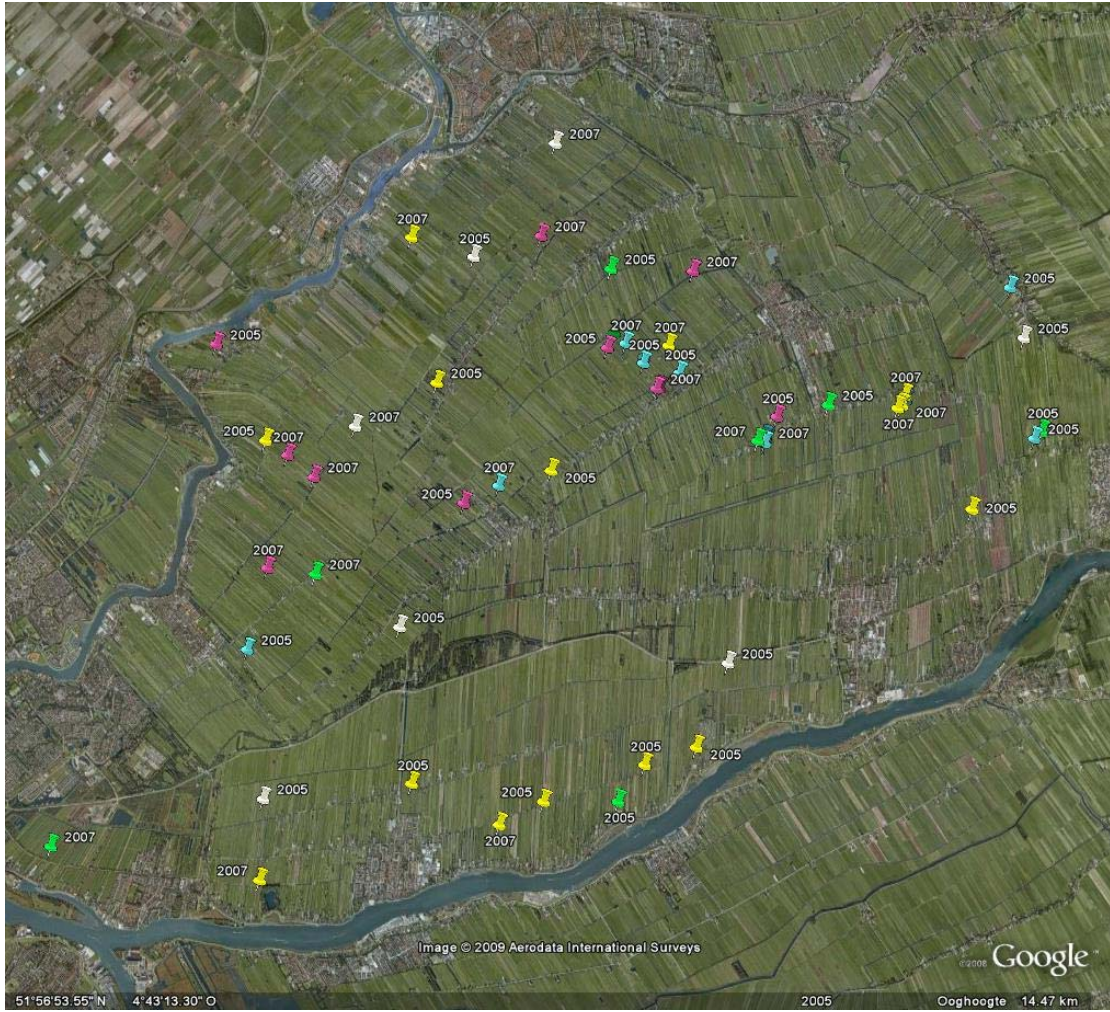
Ten behoeve van een nulmeting is vóór afdekken met schone grond een bemonstering van slootdempingen uitgevoerd. Van vier categorieën dempingmateriaal werden locaties bezocht in de periode 4 t/m 26 oktober 2005 (Figuur 1, bijlage 1). Deze locaties werden eerder dat jaar in overleg met SBK geselecteerd uit het toenmalig databestand op grond van vier criteria:

- demping met beheersovereenkomst
- dikte deklaag maximaal 40 cm
- lengte bij voorkeur meer dan 100 m;
- referentielocaties voor mollen bij voorkeur in natuurontwikkelingsgebied.

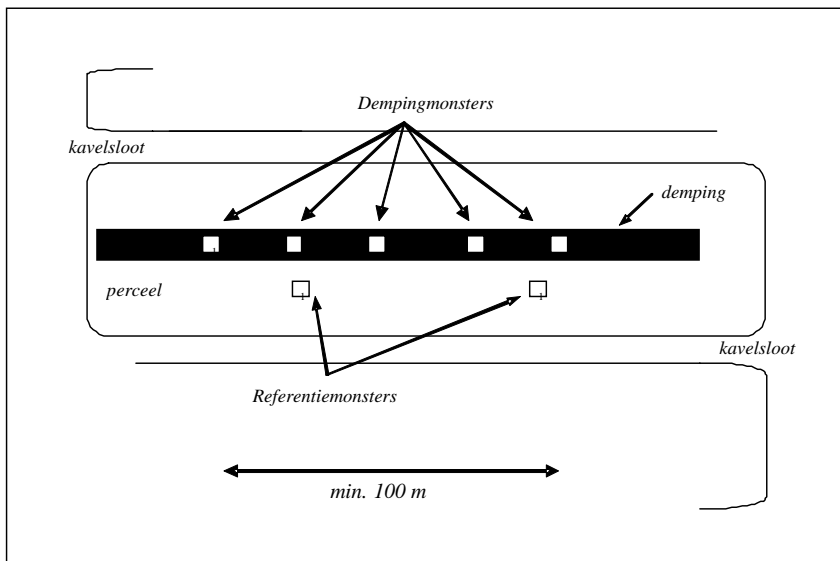
#### ***Veldwerk en veldinventarisatie regenwormen***

Per locatie werden zeven plekken bemonsterd, te weten vijf direct op de demping en twee op minimaal 10 meter afstand naast de demping in hetzelfde weiland (Figuur 2). Deze werkwijze is vergelijkbaar met de bemonstering in het verificatieonderzoek. Ten behoeve van de veldinventarisatie van regenwormen werd per monsterplek een bodemonster gestoken van 30\*30 cm en 20 cm diep. Dit monster is in een afgesloten plastic zak meegenomen naar het laboratorium, en opgeslagen bij 15°C in het donker. Uiterlijk binnen 7 dagen werden alle regenwormen uit het monster verzameld, gedetermineerd op soort en ontwikkelingsstadium, geteld en gewogen. In enkele gevallen was de verwerkingsperiode langer. Voor de verdere verwerking van de data zijn de 5 dempingsteken en de 2 referentiesteken per locatie samengevoegd tot 1 dempingmonster en 1 referentiemonster.

In het veld werden de coördinaten van de monsterpunten met GPS op de meter nauwkeurig vastgelegd, evenals de dikte van de eventuele deklaag en de aard van het aangetroffen dempingmateriaal en overige in het oog springende zaken.



Figuur 1. Overzicht van bemonsterde locaties. Dempingmaterialen: bouw- en sloopafval (geel), huishoudelijk afval (groen), bedrijfsafval (turkoois), shredder (roze) en referentielocaties voor mollen (wit).



Figuur 2. Schematische weergave van monsterring op een demping en in het naastliggend weiland als referentie.

De veldwaarnemingen zijn beschreven in bijlage 2, de bewerkte resultaten worden gepresenteerd in Hoofdstuk 3.

#### ***Analysen van zware metalen en PCB's in regenwormen***

De interne gehalten aan zware metalen en PCB's werden voor twee soorten regenwormen bepaald: *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa*. Daartoe werden onbeschadigde adulte dieren geselecteerd om leeftijdsgebonden variatie zoveel mogelijk te beperken. Deze wormen zijn na de handelingen die nodig waren voor de veldinventarisatie apart gehouden en gedurende 48 uur in een petrischaal op vochtig filtreerpapier (verversing van het filtreerpapier na 24 uur) in een klimaatcel bij 20°C en continu licht weggezet om de darminhoud (voornamelijk gronddeeltjes) te legen. Per locatie zijn de wormen daarna per soort samengevoegd tot een gecombineerd dempingmonster en een gecombineerd referentiemonster. Voor analyses van metalen en PCB's zijn de wormenmonsters op het oog verdeeld in gelijke porties voor metalen en PCB analyse.

Voor de analyse van zware metalen zijn de wormen ingevroren (-20°C) in glazen potjes en daarna overnacht gevriesdroogd. De gedroogde en samengevoegde monsters zijn daarna aangeleverd aan het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van Wageningen Universiteit voor analyse op de ICP-AES voor de elementen: aluminium (Al), arseen (As), calcium (Ca), cadmium (Cd), chroom (Cr), koper (Cu), ijzer (Fe), kalium (K), magnesium (Mg), mangaan (Mn), natrium (Na), fosfor (P), lood (Pb), zwavel (S), zink (Zn) en kwik (Hg).

Voor de analyse van PCB's zijn de wormen eveneens samengevoegd conform de hierboven beschreven methode en ingevroren bij -20°C in een glazen potje met een aluminium deksel. De wormen van de soort *Lumbricus rubellus* zijn daarna overgedragen aan het organisch chemisch laboratorium van het Centrum Water en Klimaat van Alterra voor kwantitatieve bepaling van de gehalten aan 21 PCB-congeneren: 18, 28, 31, 44, 52, 101, 105, 118, 126, 128, 138, 149, 151, 153, 156, 169, 170, 180, 194, 195 en 209. Gehalten werden gestandaardiseerd op basis van het vetgehalte in de wormen. Monsters van *Aporrectodea caliginosa* zijn gedurende een jaar bewaard bij -20°C voor uiteindelijke analyse<sup>3</sup>. Resultaten worden gepresenteerd in hoofdstuk 3.

#### ***Mollen en analyses van zware metalen en PCB's in mollen***

Mollen werden gevangen op dezelfde percelen met dempingen waar ook de regenwormen zijn verzameld. Als referentie zijn aparte locaties in (toekomstig) natuurgebied gekozen, waar geen dempingen aanwezig waren. De mollen zijn met een klem gevangen door de muskusrattenbestrijding van de Provincie Zuid-Holland. Gevangen exemplaren zijn verzameld in een plastic zak en ingevroren bij -20°C en daarna gekoeld getransporteerd naar het laboratorium van Alterra in Wageningen en weer opgeslagen bij -20°C. Vóór sectie van de mollen werden deze ontdooid. Bij dissectie van organen voor chemische analyse werden geslacht en ontwikkeling vastgelegd. Lichaamsgewicht en -lengte, afzonderlijk orgaangewicht van beide nieren, orgaangewicht lever, bij mannetjes de grootte van een teelbal en bij vrouwtjes

---

<sup>3</sup> Totdat financiering beschikbaar kwam.



eventueel littekenweefsel op de ovaria, de conditie en eventuele andere opvallende kenmerken werden eveneens opgetekend. Vervolgens werd één nier en de lever verzameld. De nier werd in plakjes gesneden en gevriesdroogd voor analyse van zware metalen. Levers werden apart ingepakt in aluminiumfolie en ingevroren bij -20°C voor analyse van PCB's. De niermonsters werden overgedragen aan het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem van Wageningen Universiteit voor analyse op de ICP-AES van dezelfde metalen als aan de regenwormen werden bepaald. Monsters van de lever werden overgedragen aan het organisch chemisch laboratorium van het Centrum Water en Klimaat van Alterra voor analyse van dezelfde set PCB's als voor regenwormen. De uitgewerkte resultaten worden gepresenteerd in hoofdstuk 3. Notities bij het veldwerk en de secties aan de mollen worden weergegeven in bijlage 3.

### ***Weidevogeleieren***

Vrijwilligers van de Natuur- en Vogelwerkgroep “De Krimpenerwaard” hebben niet-uitgekomen eieren verzameld uit verlaten nesten. In 2005 werden voor de T0 monitoring in totaal 50 eieren verzameld uit 40 nesten: 19 grutto, 20 Kievit, 5 scholekster, 4 tureluur en 2 knobbelzwaan. Van deze eieren is de door bepaalde organische microverontreinigingen teweeg gebrachte verhoging van enzymactiviteit bepaald met de DR-Calux bioassay. Dit is een bioassay die specifiek reageert op verbindingen met een dioxineachtige werking zoals PAK's, PCB's, dioxinen en furanen. Om de methode te kalibreren wordt gestandaardiseerd op een bepaalde dioxineverbinding, en wordt de respons van de bioassay uitgedrukt in *toxic equivalents* (TEQ's) van deze dioxine. Voedselkwaliteitsnormen voor dioxinen worden ook in deze TEQ's uitgedrukt. De methode wordt verder beschreven in bijlage 4.

## **2.2 Aanvullende nulmeting 2007**

Uit de eerste analyse van de gegevens bleek dat de spreiding binnen referentie en dempingtypen groot was, waardoor voor sommige parameters de aanwezige verschillen tussen demping- en referentielocaties niet statistisch significant aantoonbaar waren. Daarom is er in 2007 een aanvullende nulmeting verricht, in de verwachting dat met meer waarnemingen de eerder gevonden verschillen wel significant aantoonbaar zouden worden.

Er is een pragmatische keuze gemaakt voor welke parameters en dempingtypen aanvullende bemonstering relevant zou zijn, op basis van relatief grote kans op significantie bij een beperkt aantal extra te bemonsteren locaties. Figuur 1 geeft een overzicht van de 26 locaties, in bijlage 1 worden gemeten parameters vermeld. Deze locaties zijn in de regel in september 2007 bemonsterd; twee locaties werden al in juni 2007 bemonsterd, samenvallend met de bemonstering voor het project Monitoring Landbouw, kort voor de afdekking.

Voor de analyses zijn dezelfde methoden toegepast als bij de eerste monsterring in 2005.

### 3 Veldinventarisatie regenwormen

Op basis van veldinventarisatie kan de samenstelling van de regenwormen levensgemeenschap worden bepaald. De soortensamenstelling, leeftijdsopbouw en dichtheid van soorten geeft inzicht over de bodemkwaliteit en het functioneren van de bodem, bijvoorbeeld met betrekking tot organische stof en bodemvruchtbaarheid, waterhuishouding en verdichting. Veldinventarisaties worden daarom vaak toegepast in Triade risicobeoordelingen. Een zinvolle vergelijking is afhankelijk van goede vergelijkbaarheid van andere abiotische omstandigheden. Daarom zijn referentiemetingen in het naastliggend weiland verricht.

#### 3.1 Soorten en dichtheden regenwormen

In 2005 zijn er in totaal 13 soorten regenwormen aangetroffen (Tabel 1). In de aanvullende monitoring van 2007 zijn 10 soorten aangetroffen. Dit verschil is geen achteruitgang in biodiversiteit, maar hangt zeer waarschijnlijk samen met het onderzochte oppervlak en variatie in terrein: hoe groter dit is, hoe meer kans om meer soorten te vinden. Juveniele individuen zijn meestal niet op soort gedetermineerd, maar wel op geslacht.

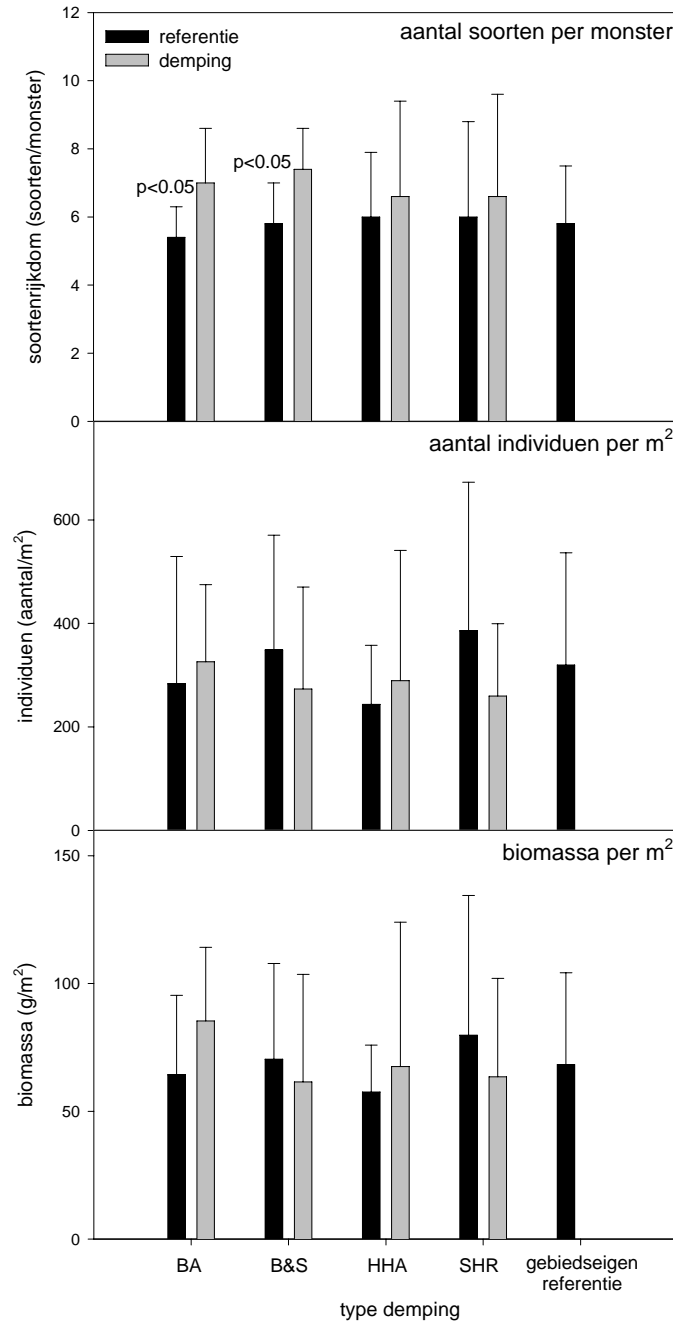
Tabel 2. Soortenlijst regenwormen Krimpenervaard.

Soort
<i>Lumbricus rubellus</i>
<i>Lumbricus terrestris</i> *
<i>Lumbricus castaneus</i>
<i>Aporrectodea caliginosa</i>
<i>Aporrectodea caliginosa tuberculata</i> *
<i>Aporrectodea longa</i> *
<i>Aporrectodea rosea</i>
<i>Allolobophora cupulifera</i>
<i>Allolobophora chlorotica</i>
<i>Eiseniella tetraedra</i>
<i>Dendrobaena rubida</i>
<i>Dendrobaena octaedra</i>
<i>Octolasion tyrtaeum</i>

\* Soort alleen in 2005 aangetroffen, anders zowel in 2005 als in 2007.

Per locatie kunnen dempingmonsters vergeleken worden met referentiemonsters. De gegevens zijn geschikt voor het gebruik van een gepaarde t-toets: een statistische vergelijking van type demping met de referentie, waarbij elke referentie is gekoppeld aan de bijbehorende demping. Per dempingtype is het gemiddelde berekend van het aantal aanwezige soorten, het aantal individuen per m<sup>2</sup> en de biomassa per m<sup>2</sup>. Paarsgewijs per locatie is vervolgens voor demping en bijbehorende referentie statistisch getoetst. Voor enkele dempingcategorieën werden hierbij significante afwijkingen gevonden (Figuur 3). Er bleken geen verschillen te bestaan tussen de referenties van de verschillende dempingcategorieën, zodat deze samengevoegd

mogen worden tot een zgn. gebiedseigen referentie. Deze gebiedseigen referentie wordt als de meest rechte kolom in de grafieken gepresenteerd. In het Verificatieonderzoek Ecologie werd deze referentie gebruikt voor een locatiespecifieke toetsing. In een categoriegewijze toetsing van de monitoringresultaten (variantieanalyse over categorieën) werden geen afwijkingen gevonden van de gebiedseigen referentie.



Figuur 3. Gemiddelde toestand van regenwormen per dempingcategorie in 2005, met standaarddeviatie, voor demping en referentie in naastliggend weiland. Significante p-waarden weergegeven uit tweezijdig gepaarde t-toets.

Er was wel een significant verschil in waarden tussen de bemonstering in 2005 en 2007, vooral de juni bemonstering van bedrijfsafval locaties in 2007 wijkt af van de

oktober bemonstering in 2005. De resultaten worden daarom per jaar gegeven in Figuren 3 en 4.

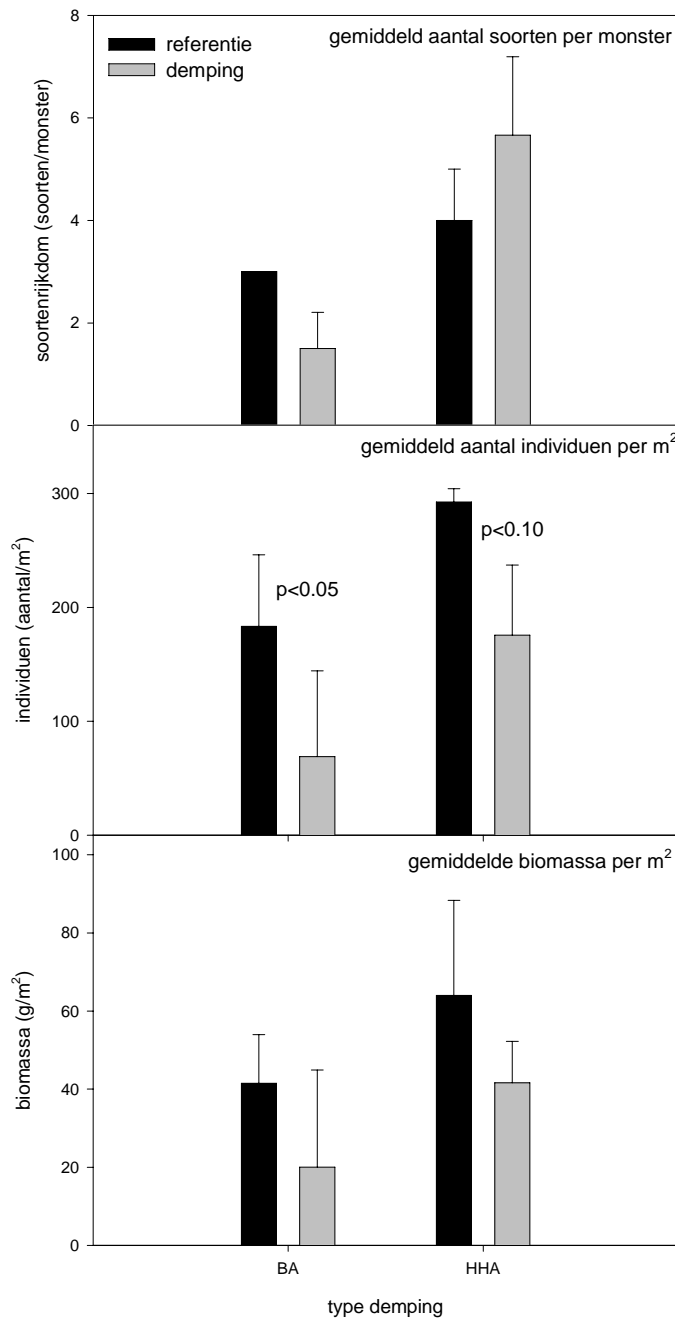
In het bovenste paneel van Figuur 3 is het aantal soorten regenwormen per dempingtype weergegeven. Bij alle dempingtypen is het aantal soorten in de demping groter dan in de referentie. Uit de gepaarde t-toets blijkt dat het aantal soorten regenwormen significant kleiner is op dempingen van type bedrijfsafval (BA) en bouw- & sloopafval (B&S). Voor de andere dempingtypen zijn geen significante verschillen gevonden.

Een mogelijke oorzaak van het verschil in aantal soorten is het bemonsterd oppervlak. Dit was in de dempingmonsters groter (5 steken) dan in de referentiemonsters (2 steken). In een demping is de kans dus groter om een zeldzamere soort te bemonsteren dan in een referentie. In alle referentiemonsters samen zijn 10 soorten aangetroffen, in alle dempingmonsters bij elkaar 13 soorten. De drie soorten die wel in dempinglocaties zijn aangetroffen maar niet in referentielocaties zijn *Dendrobaena octaedra* en *Octolasion tyrtaeum*, elk op één dempinglocatie aangetroffen, en *Eiseniella tetraedra* die op drie dempinglocaties werd gevonden.

In het middelste paneel van Figuur 3 wordt het aantal individuele regenwormen per m<sup>2</sup> (alle soorten, alle levensstadia) uitgezet tegen het dempingtype. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de demping en de referentie. De vergelijking tussen de demping en de referentie geeft hier een wisselend beeld. Bij bedrijfsafval (BA) en huishoudelijk afval (HHA) werden gemiddeld meer regenwormen gevonden in de demping dan in de referentiemonsters. Bij de dempingtypen bouw- en sloopafval (B&S) en shredder (SHR) werden gemiddeld juist minder regenwormen gevonden in de demping ten opzichte van de referenties. Wat vooral opvalt, is de grote spreiding in aantallen (weergegeven door de vlaggen aan de kolommen). Vanwege deze spreiding zijn verschillen tussen dempingen en referenties niet statistisch significant (gepaarde t-toets).

In het onderste paneel van Figuur 3 wordt de biomassa van de regenwormen uitgezet tegen het dempingtype (onderscheid tussen demping en bijhorende referentie). Hier is hetzelfde beeld te zien als eerder in de aantallen regenwormen. De waarden zijn niet helemaal onafhankelijk, maar als een verschillend beeld verkregen wordt is dit een belangrijke aanwijzing voor een verschil in ontwikkelingsstadium van de populatie of een groot verschil in soortensamenstelling. Ook hier is de spreiding dusdanig groot dat verschillen tussen demping en referentie niet significant kunnen worden aangetoond (gepaarde t-toets).

In 2007 is in juni aanvullend gemonsterd op twee locaties bedrijfsafval, en in september op drie locaties huishoudelijk afval. Figuur 4 geeft de resultaten van deze bemonstering. De resultaten in 2007 zijn voor bedrijfsafval lager en voor huishoudelijk afval vergelijkbaar met 2005. Het aantal individuen per m<sup>2</sup> is voor beide dempingtypen significant lager op de demping dan in de referentie (gepaarde t-toets). De biomassa is ook verlaagd, maar dit verschil was niet significant.



*Figuur 4. Gemiddelde toestand van regenwormen per dempingcategorie in 2007, met standaarddeviatie. Significante p-waarden weergegeven uit tweezijdig gepaarde t-toets.*

Vergeleken met het Verificatieonderzoek Ecologie (2004) is een gelijk aantal soorten aangetroffen, maar in lagere dichtheden en biomassa. De dichtheden in het VE lagen in de range 300 – 1300 per m<sup>2</sup>, in het huidig onderzoek in de range 200 – 400 per m<sup>2</sup>. De gemiddelde biomassa per locatie lag in het verificatieonderzoek in de range 75-300 g per m<sup>2</sup>, in het huidig onderzoek in de range 60 – 80 g per m<sup>2</sup>. Deze lagere

dichtheden en biomassa in de T0-monitoring hangen waarschijnlijk samen met de bemonstering in het najaar na een droge zomer. Het VE heeft plaatsgevonden in het voorjaar van 2003, in een natte periode. De bemonstering in 2007 was in het najaar, vergelijkbaar met 2005.

### 3.2 Levensgemeenschap regenwormen

De regenworm gegevens zijn ook geanalyseerd met behulp van multivariate statistiek, gebruik makend van het programma CANOCO. De soortensamenstelling per locatie is toegepast in een ordinatieanalyse (Principale Componenten Analyse, PCA), waarbij locaties die erg op elkaar lijken qua soortensamenstelling dicht bij elkaar liggen in het ordinatiediagram, en locaties die sterk verschillen in soortensamenstelling ver van elkaar af liggen.

Uit de ordinatieanalyse komt geen duidelijke clustering van locaties naar voren (niet zichtbaar gemaakt). Hieruit kan geconcludeerd worden dat de levensgemeenschap op dempinglocaties niet verschilt van de referentielocaties, en dat er ook geen verschil is tussen de categorieën dempingmateriaal. De soortensamenstelling in 2007 verschilde iets van 2005.

### 3.3 Populatieopbouw

Naast soorten en aantallen wormen is voor elke worm het ontwikkelingsstadium vastgesteld. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen drie levensstadia: adult, subadult en juveniel. Deze verdeling geeft informatie over de populatieopbouw van regenwormen en kan per locatie of per dempingcategorie worden vergeleken. De populatieopbouw geeft een signaal over de mate waarin een regenwormenpopulatie is verstoord. Een populatie waarin één of meer levensstadia ontbreken of slechts een zeer laag aandeel in het totaal heeft, wijst op een verstoring van de populatieopbouw. Dit kan het gevolg zijn van mogelijk aanwezige verontreinigingen, of eventueel andere versturende omstandigheden. Een populatie die slechts bestaat uit adulten kan van nature niet voortbestaan omdat de levensduur van regenwormen in het veld ongeveer een jaar is. Een dergelijke populatie bestaat dan waarschijnlijk vooral uit migranten. In het geval van slootdempingen zouden immigranten dan uit naastliggend weiland afkomstig zijn.

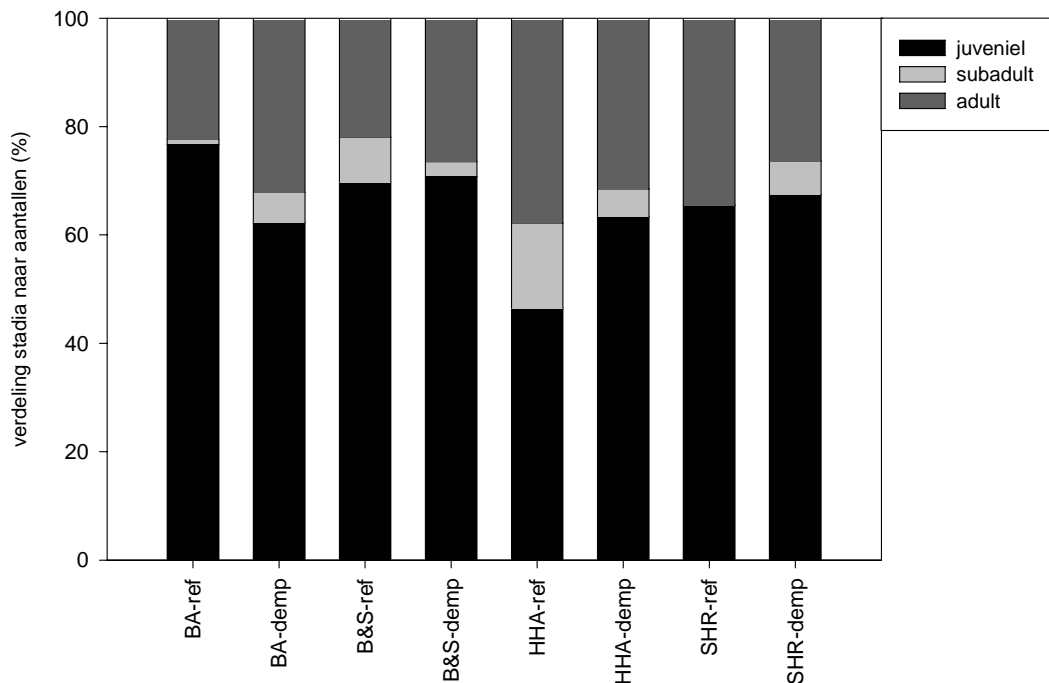
In de volgende paragrafen wordt de populatieopbouw gepresenteerd van de drie belangrijkste groepen regenwormen; de *Lumbricus* groep (bestaande uit *Lumbricus rubellus*, *L. terrestris*, *L. castaneus* en niet tot soort gedetermineerde *L. species*), de Aporetodea-groep (bestaande uit *Aporrectodea caliginosa*, *A. caliginosa tuberculata*, *A. longa*, *A. rosea* en *A. species*) en de *Allolobophora*-groep (bestaande uit *Allolobophora cupulifera* en *A. chlorotica*). Deze generische indeling is gemaakt opdat juvenielen en subadulten die (nog) niet volledig kunnen worden gedetermineerd zo ver mogelijk ingedeeld worden. Overigens zijn de belangrijkste soorten van elke groep *Lumbricus*

*rubellus*, *Aporrectodea caliginosa* en *Allolobophora chlorotica*. Deze soorten zijn veruit de voornaamste representanten van de drie groepen.

De populatieopbouw in percentage adulten, subadulten en juvenielen is niet normaal verdeeld (volgens Shapiro-Wilk test), daarom werd bij analyse van de verschillen gebruik gemaakt van non-parametrische testen. De data van de aanvullende monitoring uit september 2007 (drie locaties huishoudelijk afval) zijn hierin meegenomen, omdat dit hetzelfde seizoen van bemonstering is geweest. De data van de aanvullende bemonstering uit juni 2007 (twee locaties bedrijfsafval) zijn niet meegenomen, deze bleken sterk afwijkend van de najaarsmonsters uit 2005.

### 3.3.1 Populatieopbouw *Lumbricus*-groep

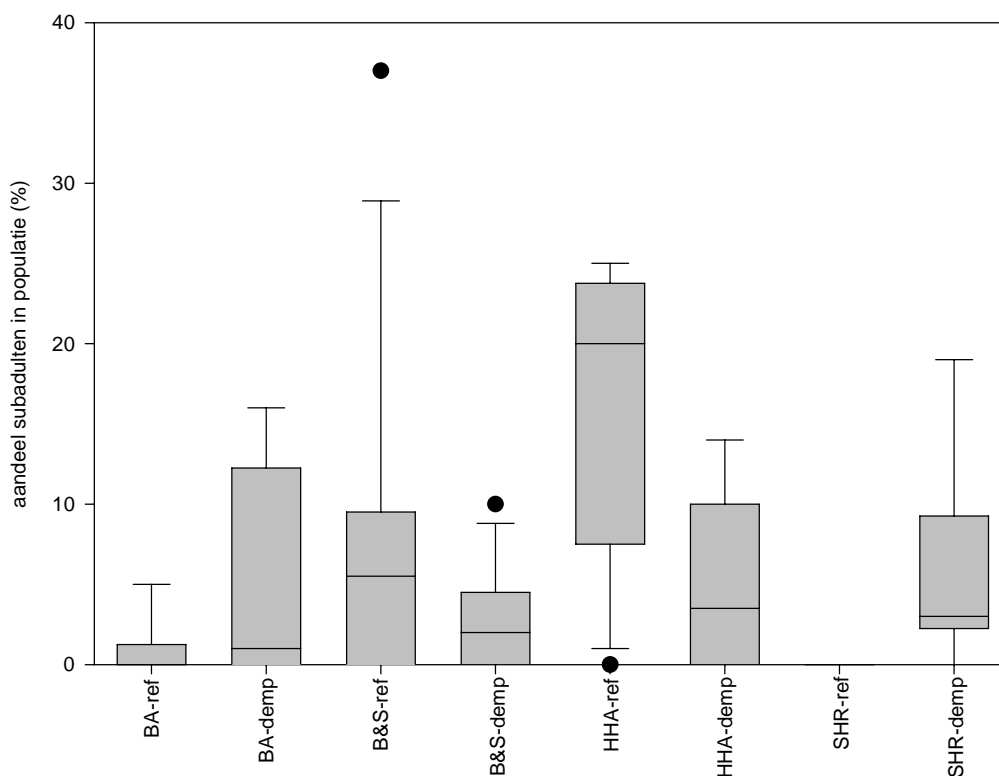
De leeftijdsopbouw van de *Lumbricus*-groep laat zien dat de juvenielen de grootste groep vormen (Figuur 5). Met behulp van de Kruskal-Wallis test is bepaald dat het aandeel subadulten naar aantal significant verschilt ( $p=0.028$ ). Het grootste aandeel subadulten is aangetroffen in de HHA-referentie monsters, in de SHR-referentie monsters zijn geen subadulten *Lumbricus* aangetroffen (Figuur 6). Verschillen tussen dempingtypen of referenties in het percentage subadulten zijn onderzocht met de paarsgewijze Mann-Whitney U test (Tabel 3). Hieruit blijkt dat er meerdere significante verschillen zijn tussen dempingtypen. Specifiek significant van de referentie afwijkende dempingtypen zijn huishoudelijk afval en shredder.



Figuur 5. Gemiddelde populatieopbouw van juvenielen (zwart), subadulten (lichtgrijs) en adulten (donkergrijs) van de *Lumbricus*-groep naar aantallen op de verschillende typen dempingen en bijbehorende referentie.

Tabel 3. Statistische vergelijking van het percentage subadulten van de Lumbricus-groep op dempingen en naastliggende referenties. De waarden geven de significantie bij tweezijdig toetsen, n.s. = niet significant.

	BA-demp	B&S-ref	B&S-demp	HHA-ref	HHA-demp	SHR-ref	SHR-demp
BA-ref	n.s.	n.s.	n.s.	0.018	n.s.	n.s.	0.095
BA-demp		n.s.	n.s.	0.085	n.s.	0.054	n.s.
B&S-ref			n.s.	n.s.	n.s.	0.037	n.s.
B&S-demp				0.023	n.s.	0.037	n.s.
HHA-ref					0.030	0.009	n.s.
HHA-demp						0.037	n.s.
SHR-ref							0.019



Figuur 6. Boxplot van het aandeel subadulten Lumbricus-groep op de verschillende typen dempingen, met bijbehorende referentie. De boxplot geeft de verdeling van de waarnemingen weer met behulp van percentielen, de box zelf is begrensd door 25 en 75 percentiel, de horizontale streep is de mediaan, de vlaggen aan de box geven het 10 en 90 percentiel; eventuele uitbijters zijn als stip weergegeven.

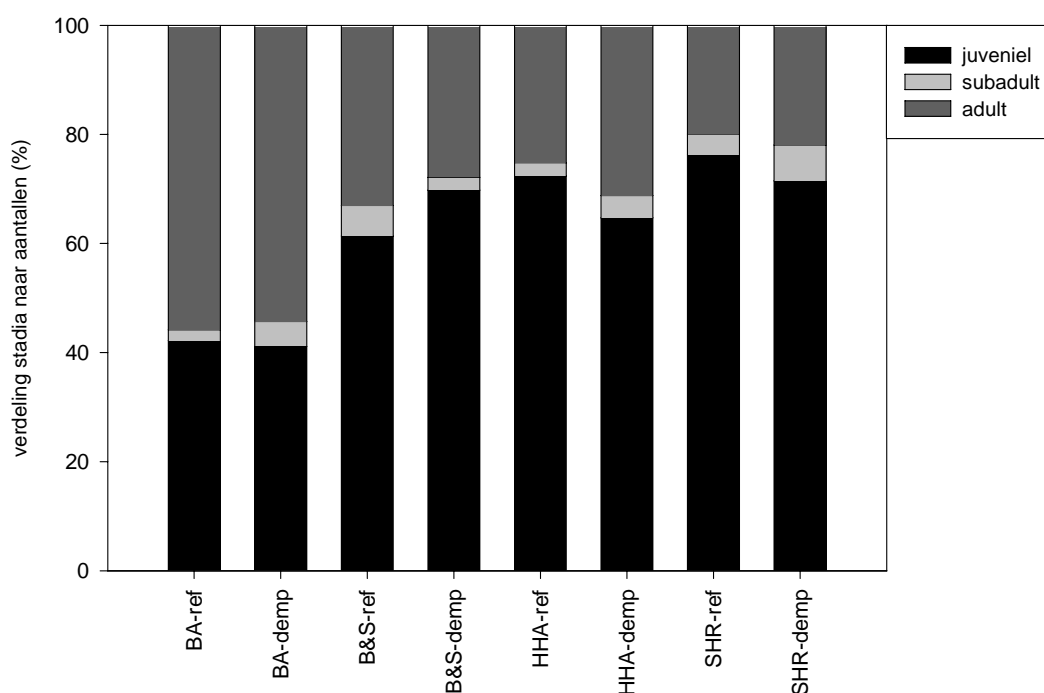
### 3.3.2 Populatieopbouw Aporetodea-groep

De leeftijdsopbouw van de *Aporrectodea*-groep laat zien dat adulten de grootste groep vormen in de BA-demp en BA-ref locaties, in de overige locaties vormen juvenielen de grootste groep (Figuur 7). Met behulp van de Kruskal-Wallis test is bepaald dat het aandeel adulten tussen de verschillende locaties naar aantal significant verschilt ( $p=0.031$ ), ook het aandeel juvenielen is significant verschillend ( $p=0.057$ ). Omdat



het aandeel subadulten relatief gelijk is tussen de locaties, zijn de verschillen in aandeel adulten het spiegelbeeld van de verschillen in aandeel juvenielen.

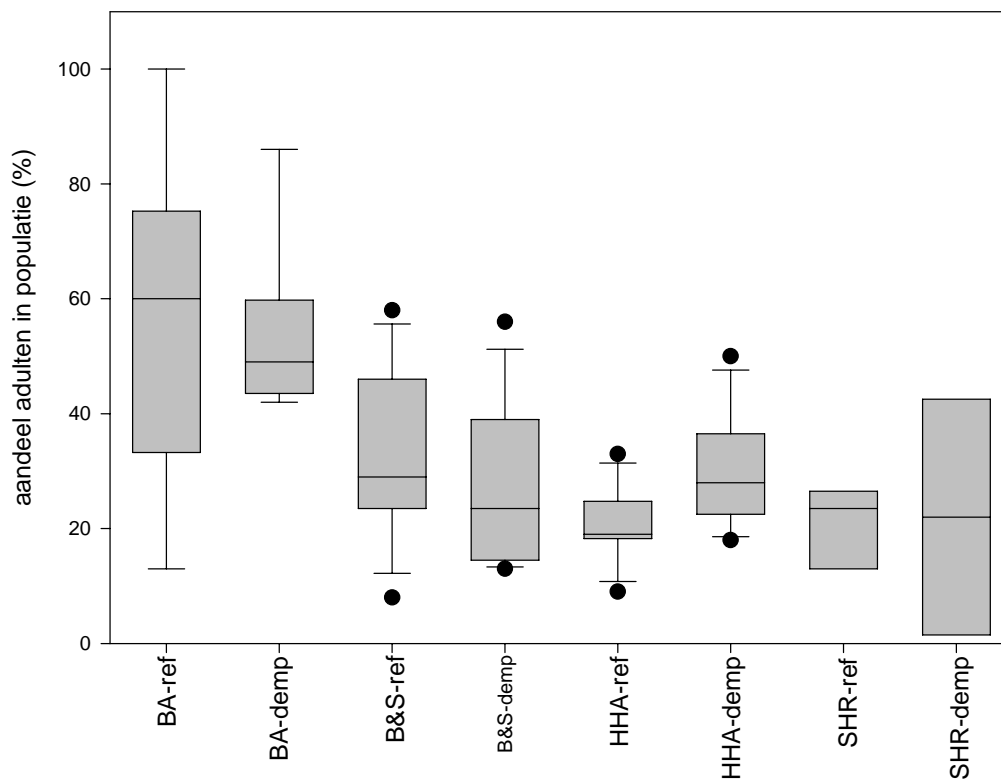
Het grootste aandeel adulten is aangetroffen op BA-ref en BA-demp locaties, het kleinste aandeel adulten op HHA-ref en SHR-ref (Figuur 8). Op welke dempingtypen het percentage adulten verschilt van de referenties is onderzocht met paarsgewijze Mann-Whitney U testen (Tabel 4). Specifieke afwijkingen tussen demping en bijbehorende referentie zijn aangetoond voor HHA. Ook werden meerdere significante verschillen gevonden tussen de typen dempingen.



Figuur 7. Gemiddelde populatieopbouw van juvenielen (zwart), subadulten (lichtgrijs) en adulten (donkergrijs) van de Aporectodea-groep naar aantallen op de verschillende typen dempingen en bijbehorende referentie.

Tabel 4. Uitkomsten Mann-Whitney U testen waarbij het percentage adulten van de Aporectodea groep op verschillende dempingcategorieën en referenties tegen elkaar zijn getest. De waarden geven de significantie bij tweezijdig toetsen, n.s. = niet significant.

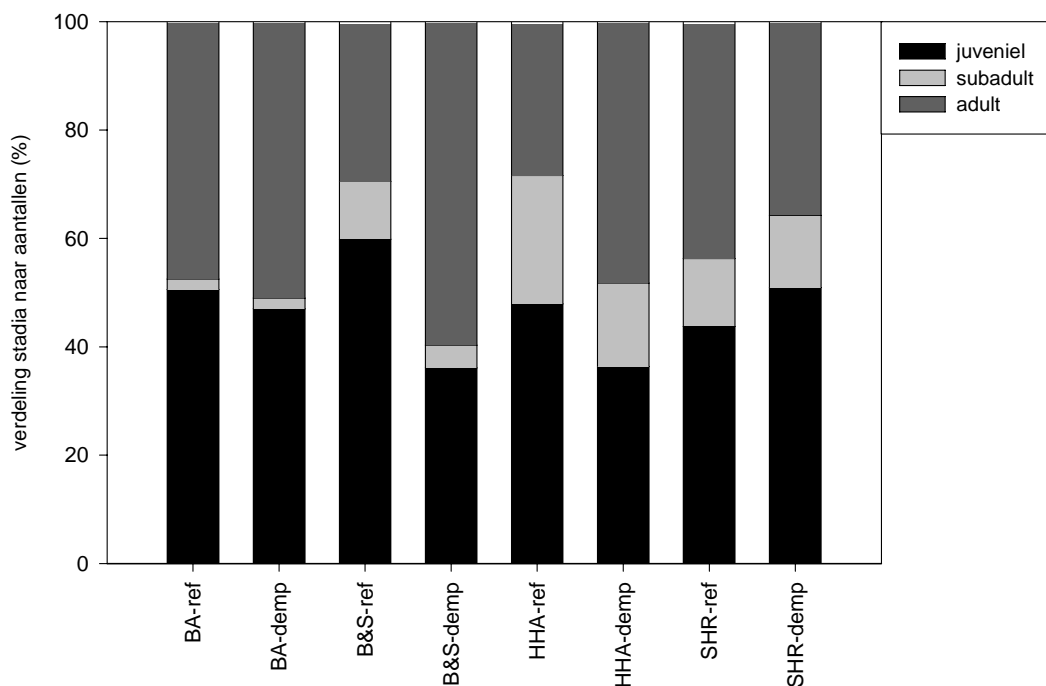
	BA-demp	B&S-ref	B&S-demp	HHA-ref	HHA-demp	SHR-ref	SHR-demp
BA-ref	n.s.	n.s.	n.s.	0.062	n.s.	0.086	n.s.
BA-demp		0.057	0.019	0.004	0.019	0.014	0.037
B&S-ref			n.s.	0.093	n.s.	n.s.	n.s.
B&S-demp				n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
HHA-ref					0.085	n.s.	n.s.
HHA-demp						n.s.	n.s.
SHR-ref							n.s.



Figuur 8. Boxplot van aandeel adulten *Aporrectodea*-groep op de verschillende typen dempingen en bijbehorende referentie.

### 3.3.3 Populatieopbouw *Allolobophora*-groep

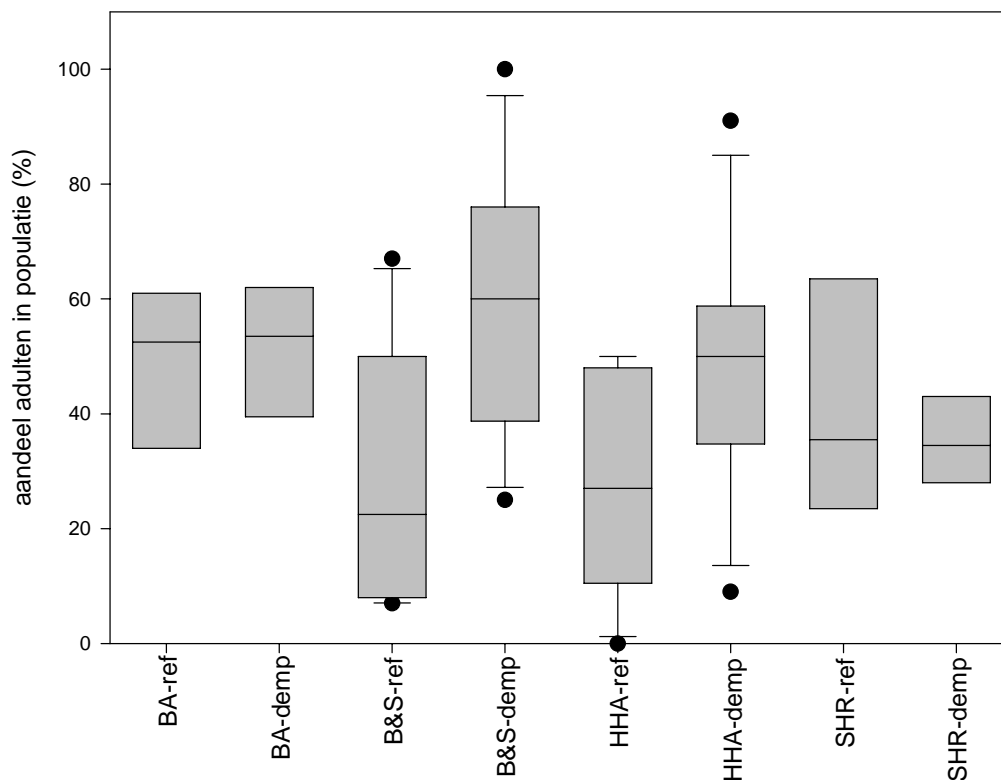
De leeftijdsopbouw van de *Allolobophora*-groep laat zien dat het aandeel adulten en juvenielen afwisselend de grootste groep vormen (Figuur 9). Tussen de dempingtypen zijn geen significante verschillen aangetoond in leeftijdsopbouw (Kruskal-Wallis test,  $p > 0.10$ ). Wel zijn er met de paarsgewijze Mann-Whitney U test significante verschillen aangetoond (Tabel 5) tussen demping en bijbehorende referentie B&S en HHA (Figuur 10). Voor zowel B&S en HHA dempingen is het aandeel adulten in de demping hoger dan in de referentie, wat op een verstoorde leeftijdsopbouw wijst.



Figuur 9. Gemiddelde populatieopbouw van juvenielen (zwart), subadulten (lichtgrijs) en adulten (donkergrijs) van de *Allolobophora*-groep naar aantallen op de verschillende dempingmaterialen en bijbehorende referentie.

Tabel 5. Uitkomsten Mann-Whitney U testen waarbij het percentage adulten van de *Allolobophora* groep op verschillende dempingcategoriën en referenties tegen elkaar zijn getest. De waarden geven de significantie bij tweezijdig toetsen, n.s. = niet significant.

	BA-demp	B&S-ref	B&S-demp	HHA-ref	HHA-demp	SHR-ref	SHR-demp
BA-ref	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
BA-demp		n.s.	n.s.	0.088	n.s.	n.s.	n.s.
B&S-ref			0.046	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
B&S-demp				0.047	n.s.	n.s.	n.s.
HHA-ref					0.083	n.s.	n.s.
HHA-demp						n.s.	n.s.
SHR-ref							n.s.



Figuur 10. Boxplot van aandeel volwassen *Allolobophora*-groep op de verschillende typen dempingen en bijbehorende referentie.

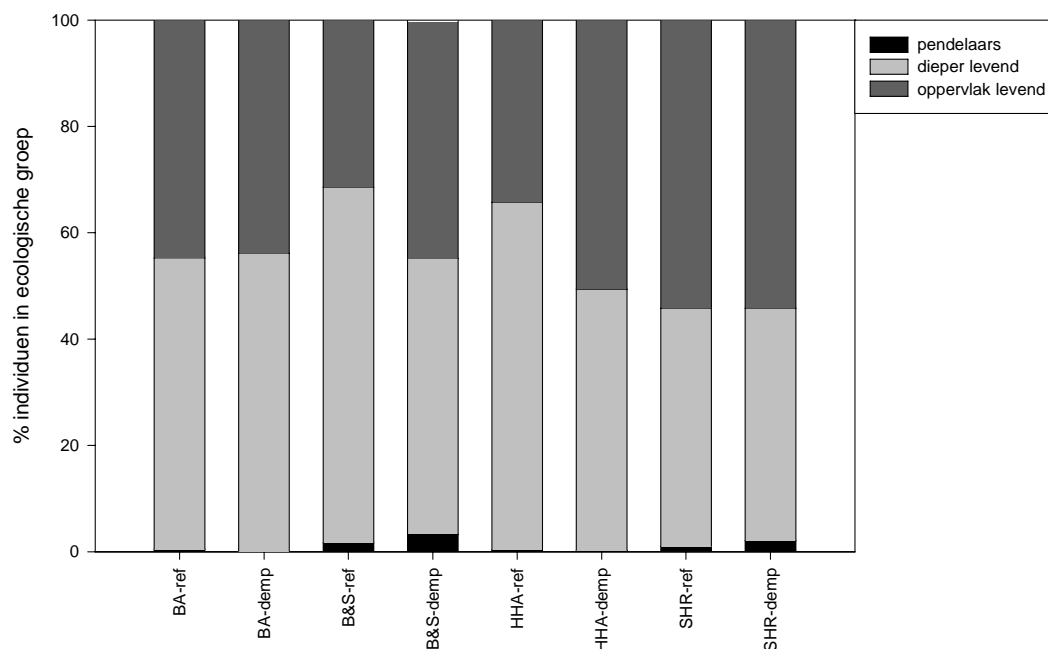
### 3.4 Ecologische groepen

Oppervlakkig levende regenwormen en aan het oppervlak foeragerende, pendelende soorten zijn relevant als schakel in bovengrondse voedselketens. Onder de gegeven omstandigheden van bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard moet de doorgifte van contaminanten via deze soorten regenwormen worden beschouwd als het grootste blootstellingsrisico voor het bovengrondse ecosysteem, zowel qua biomassa als qua belasting. Onder deze regenwormen is *L. rubellus* het meest talrijk vertegenwoordigd. *L. terrestris* is een pendelende soort die dieper leeft, en daardoor meer blootstelling zal ondervinden. Pendelaars zijn vooral belangrijk voor drainage en de introductie van dood plantenmateriaal in diepere bodemlagen.

Dieper levende, grondetende regenwormen zijn relevant vanwege een grotere mate van blootstelling aan contaminanten in het dempingmateriaal. Bovendien bewonen deze soorten geen vast gangenstelsel, maar graven zich al etende voortdurend een nieuwe weg door de bodem. Daarmee dragen deze soorten relatief meer bij aan bioturbatie, en vertegenwoordigen zij daarom een groter risico voor herverontreiniging van een schone afdeklag vanuit een verontreinigde ondergrond. Van deze ecologische groep is *A. caliginosa* de dominante soort.

Alle drie de groepen worden gevangen met de gebruikte methode van zodebemonstering (vergelijkbaar met de werkwijze zoals die binnen het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit voor de Bodembioologische Indicator wordt gevolgd), maar pendelaars zijn sterk ondervertegenwoordigd omdat deze soorten snel diep weg kunnen kruipen.

De verdeling van de aangetroffen individuen over de verschillende ecologische groepen (oppervlak levend, dieper levend en pendelaar) is weergegeven in Figuur 11. Pendelaars zijn maar incidenteel aangetroffen; de gebruikte monstermethode is daar waarschijnlijk debet aan. Er worden iets meer dieper levende soorten aangetroffen dan aan het oppervlak levende soorten. De verdeling is getoetst met behulp van Kruskal-Wallis test, maar er waren geen significante verschillen tussen de verschillende typen dempingen en tussen dempingen en referenties.



Figuur 11. Gemiddelde verdeling over ecologische groepen regenwormen.

### 3.5 Evaluatie monitoringparameters: veldinventarisatie regenwormen

Uit de veldinventarisatie zijn de volgende parameters afgeleid:

- Aantal soorten, totaal aantal regenwormen en totaal biomassa regenwormen per locatie: voor deze drie parameters zijn, op een enkele uitzondering na, geen verschillen aangetoond tussen demping en referentie of tussen de verschillende typen dempingen. Dit komt overeen met resultaten uit het Verificatieonderzoek.
- Multivariate analyse van de levensgemeenschap: hieruit blijkt geen verschil tussen demping en referentie of tussen de verschillende typen dempingen.

- Leeftijdsopbouw van de Lumbricus-groep, Aporrectodea-groep en Allolobophora-groep: wel verschillen tussen demping en referentie, en tussen typen dempingen. Dit komt overeen met de resultaten uit het Verificatieonderzoek.
- Verdeling over ecologische groepen: geeft inzicht in de verticale distributie en functioneren van de wormengemeenschap. Uit de analyse bleek geen verschil tussen demping en referentie of tussen de verschillende dempingen.

Samenvattend kan gesteld worden dat de verschillen die gezien worden in de leeftijdsopbouw belangrijk zijn om te monitoren. De veldinventarisatie is daarmee in principe een goede parameter om effecten te monitoren, hoewel andere aspecten van de toestand van de wormengemeenschap geen verschillen vertonen of zo variabel zijn van locatie tot locatie dat verschillen niet significant aantoonbaar waren.



## 4 Bioaccumulatie zware metalen

### 4.1 Toelichting analyses

In dit hoofdstuk worden de gehalten van zware metalen in regenwormen en mollen beschreven. Voor de regenwormen zijn monsters gebruikt die werden samengesteld uit dieren die bij de veldinventarisatie werden verzameld, en dus representatief zijn voor blootstelling in het veld. Interne gehalten werden bepaald aan de twee meest dominante wormen in de Krimpenerwaard: *Lumbricus rubellus* en *Aporrectodea caliginosa*. *L. rubellus* is een oppervlakkig in de bodem levende soort die relevant is voor verdere doorgifte van contaminanten in het voedselweb. Hoge gehalten in deze worm vertegenwoordigen een ecologisch risico voor doorvergiftiging, bijvoorbeeld voor weidevogels. *A. caliginosa* is een dieper levende soort, die relevant zou kunnen worden als vector in herverontreiniging van een schone deklaag. Hoge gehalten zijn hier indicatief voor een contact met en beschikbaarheid van contaminanten in het dempingmateriaal.

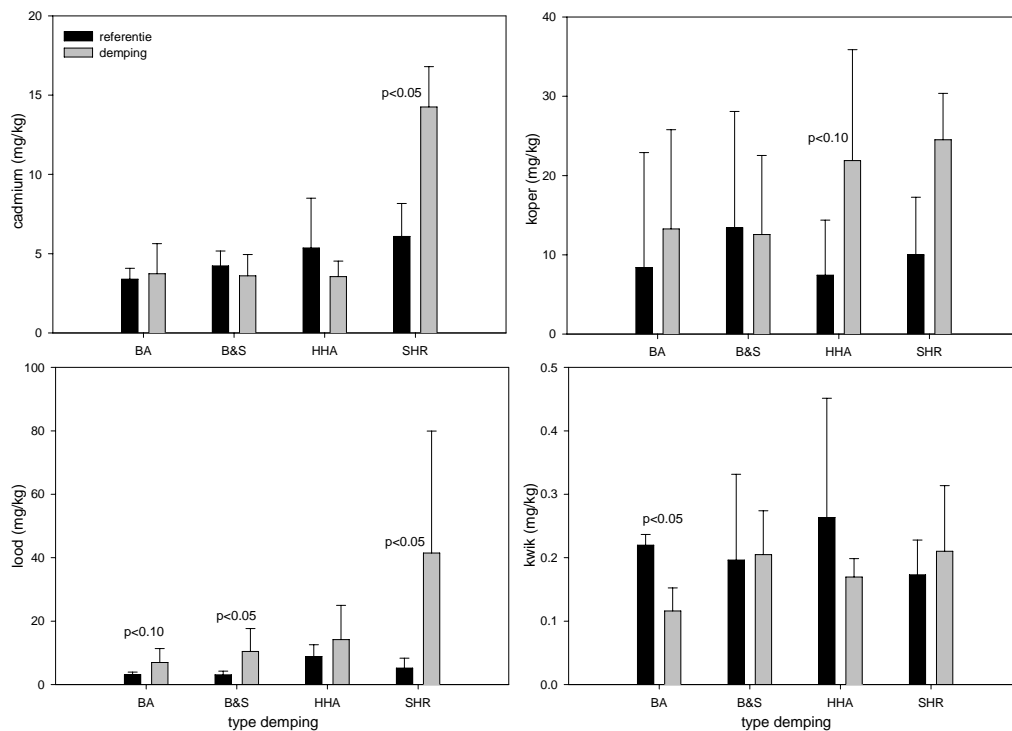
De metaalanalyses van de regenwormen zijn per dempingcategorie geordend, zodat een vergelijk gemaakt kan worden tussen dempingen en de referentie. De gegevens zijn geschikt voor gebruik van een gepaarde t-toets (statistische vergelijking van type demping met de referentie, waarbij elke referentie gekoppeld is aan de bijbehorende demping; de referenties zijn dus niet samengenomen tot één gebiedseigen referentie). Daarnaast is er ook een variantieanalyse uitgevoerd, waarbij alle referentiemonsters samengenomen werden vergeleken met de afzonderlijke dempingcategorieën. Concentraties zijn  $\log(x+1)$  getransformeerd teneinde een normale verdeling te verkrijgen. De monsters uit 2007 (alleen huishoudelijk afval en bedrijfsafval locaties) zijn in deze analyse meegenomen. In de ANOVA analyse is voor het jaareffect getoetst als aparte factor in een 2-weg ANOVA. Als er geen significant jaar effect werd geconstateerd, werden de verdere berekeningen gedaan met een 1-weg ANOVA, met dempingtype als enkele factor. Resultaten worden uitgewerkt wanneer deze statistisch significant of ecologisch relevant zijn.

Zware metalen zijn bij mollen (*Talpa europaea*) gemeten in de nier. De gemeten gehalten zijn geordend per dempingtype, zodat per metaal een vergelijking gemaakt kan worden tussen de referentie (dieren gevangen in percelen zonder slootdemping) en mollen die zijn gevangen in percelen met een slootdemping. In 2007 zijn aanvullende metingen gedaan in 4 mollen afkomstig van referentielocaties, 2 mollen afkomstig van bedrijfsafvaldemping, en 1 mol afkomstig van een demping met huishoudelijk afval. Met behulp van ANOVA is getoetst 2005 en 2007 monsters onderling verschilden, en welke type dempingen significant afwijken van de referentie. Als er geen significant jaar effect werd geconstateerd, werden de verdere berekeningen gedaan met een 1-weg ANOVA, met alleen dempingtype als factor.



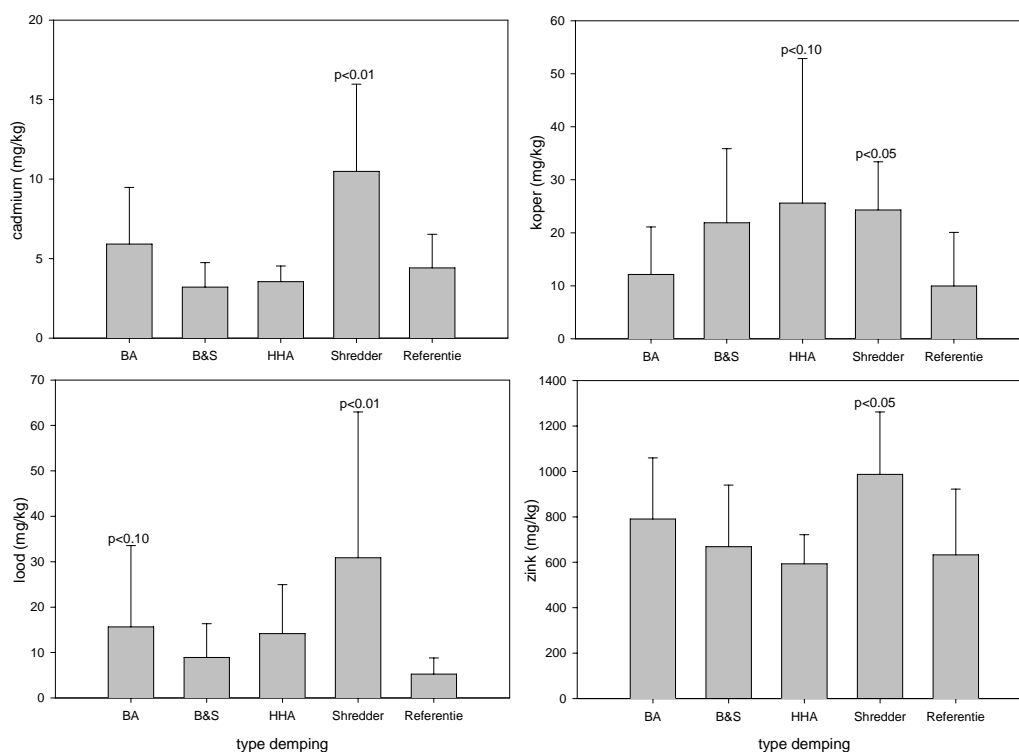
## 4.2 Metalen in *Lumbricus rubellus*

Figuur 12 geeft de belangrijkste resultaten van de metaalaccumulatie in *L. rubellus* weer, zoals geanalyseerd met de gepaarde t-toets. Cadmium is significant verhoogd in wormen uit shredder (SHR) locaties ten opzichte van naastliggend weiland. Koper is significant verhoogd in wormen uit huishoudelijk afval (HHA) locaties. Lood is significant verhoogd in wormen uit bedrijfsafval (BA), bouw- en sloopafval (B&S) en shredder (SHR) locaties. Kwik ten slotte wordt in significant hogere concentraties in de referentie van bedrijfsafval (BA) locaties aangetroffen.



Figuur 12. Gemiddelde gehalten van de zware metalen cadmium, koper, lood en kwik in de regenworm *Lumbricus rubellus* per dempingtype, opgesplitst tussen wormen die verzameld zijn op de demping en in naastliggend weiland (referentie). Significante p-waarden weergegeven uit tweezijdig gepaarde t-toets.

Uit de 2-weg ANOVA bleek dat het jaar van bemonstering geen significant effect had en verdere analyses zijn met 1-weg ANOVA gedaan, *post hoc* gevolgd door éénzijdige Dunnett's t-test om dempingen ten opzichte van de referentie te vergelijken. De resultaten van deze analyses worden in Figuur 13 weergegeven. Hieruit blijkt dat in *L. rubellus* afkomstig uit shredder dempingen significant hogere gehalten cadmium, koper, lood en zink worden aangetroffen ten opzichte van de gebiedseigen referentie. *L. rubellus* uit huishoudelijk afval dempingen hebben significant hogere gehalten koper ten opzichte van de gebiedseigen referentie. *L. rubellus* uit bedrijfsafval dempingen hebben significant hogere gehalten lood ten opzichte van de gebiedseigen referentie. Uit de Tukey test blijkt dat er voor cadmium en lood onderlinge significante verschillen zijn tussen de dempingtypen.



Figuur 13. Gemiddelde gehalten van de zware metalen cadmium, koper, lood en zink in de oppervlakkig levende regenworm *Lumbricus rubellus* afkomstig van verschillende dempingtypen met één gebiedseigen referentie voor de Krimpenerwaard. Toetsing met behulp van ANOVA met post hoc Dunnett's t-test. Significante verschillen zijn aangegeven boven de kolom met de p-waarde van de éénzijdige t-test.

### Vergelijk resultaten monitoring en Verificatieonderzoek Ecologie

In het Verificatieonderzoek Ecologie (VE) zijn ook metaalgehalten in *L. rubellus* bepaald. De huidige T0 monitoring richt zich op groep A locaties met onvoldoende afdeklaag. Het VE onderzoek heeft zich destijds gericht op groep B locaties met een schone deklaag van minimaal 30 cm. Uit de veldwaarnemingen in het Verificatieonderzoek Ecologie bleek destijds dat de afdeklaag in sommige locaties minder dan 40 cm was. Deze locaties zouden tegenwoordig als A-locatie worden gerekend. Om het effect van meer monsters op de statistische kracht van de analyse te testen zijn deze dempinglocaties toegevoegd aan de T0 monitoring set, evenals de referentielocaties uit het VE onderzoek. Bij het vergelijken van de data moet wel rekening worden gehouden dat de bemonstering van het VE-onderzoek in voorjaar 2003 heeft plaatsgevonden, tijdens en direct na een natte periode. De T0-bemonsteringen hebben na de zomer plaatsgevonden in 2005 en 2007, dus in drogere perioden.

Als het gemiddelde voor de referentie locaties wordt vergeleken (Tabel 6), blijkt dat de concentraties in de T0-monitoring meestal hoger zijn dan in het VE-onderzoek, maar de waarden vallen in dezelfde range. Alleen voor cadmium en koper is er een significant verschil tussen T0-monitoring en VE-onderzoek. Het cadmium gehalte in *L. rubellus* waargenomen in de T0-monitoring is significant hoger dan in het VE-

onderzoek. Voor koper is het precies omgekeerd, de waarde in het VE-onderzoek is significant hoger dan in de T0-monitoring.

Tabel 6. *Vergelijk gemiddelde concentraties metalen (mg/kg) in L. rubellus in referentie locatie T0-monitoring en VE-onderzoek. Verschillen zijn getest met een t-toets op  $\log(x+1)$  getransformeerde getallen.*

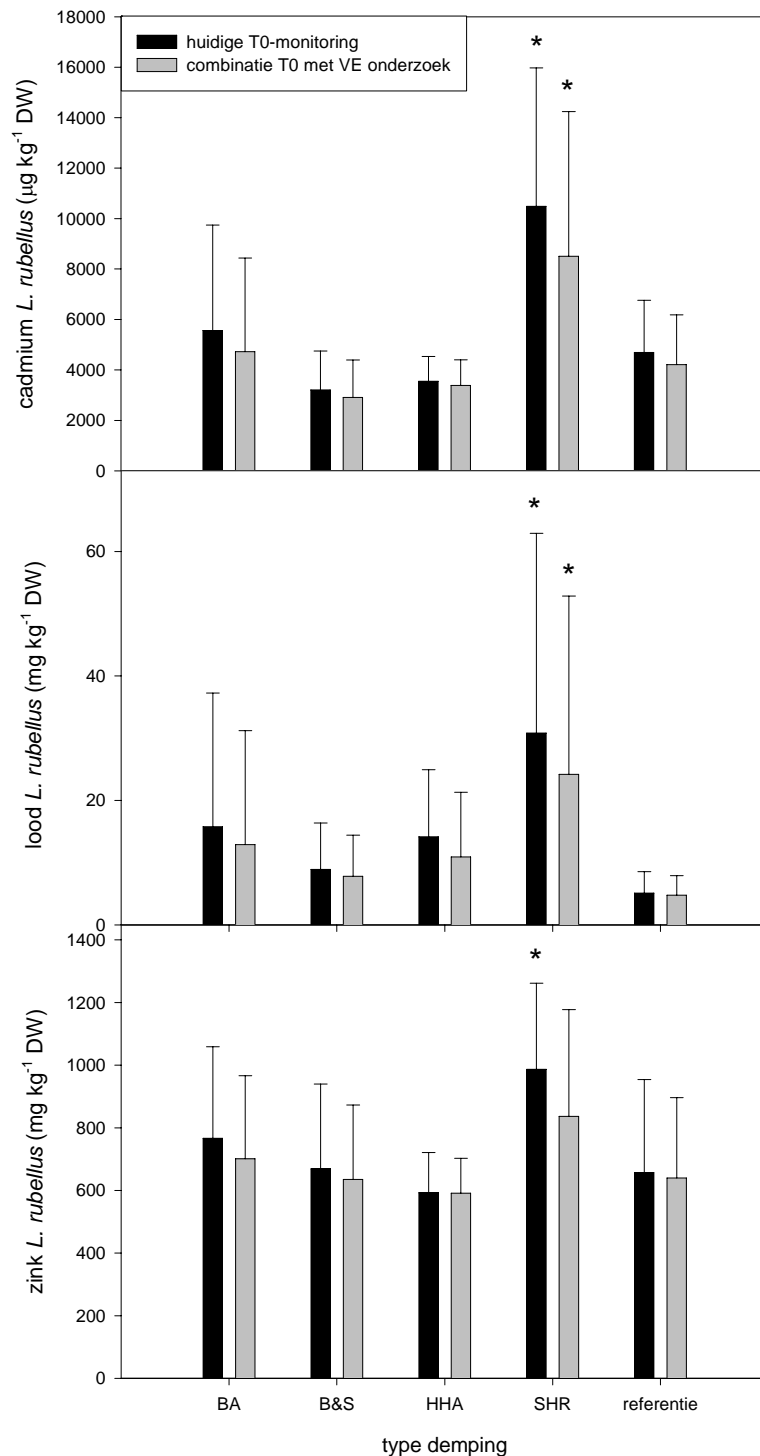
	Gemiddelde referentie T0-monitoring	Gemiddelde referentie VE-onderzoek	Significant verschil
aluminium	863	666	
cadmium	4.69	2.84	p<0.01
chroom	2.25	1.97	
koper	9.37	14.7	p<0.01
ijzer	1203	930	
lood	5.11	3.77	
zink	657	591	

Er is één locatie waarin zowel in VE-onderzoek als in T0-monitoring is gemeten. Het betreft een Shredder dempinglocatie (SBK-code 38bz00600). Een vergelijking van metaalgehalten in *L. rubellus* geeft inzicht in de vergelijkbaarheid tussen de beide bemonsteringen (Tabel 7). Opvallend is het verschil in cadmiumgehalte, de T0-monitoring is 10x hoger dan het VE-onderzoek. Voor de overige metalen zijn de verschillen minder groot, en afwisselend hoger in T0-monitoring (chroom, lood, zink) of in VE-onderzoek (aluminium, koper, ijzer). De verschillen hangen waarschijnlijk vooral samen met een grote variabiliteit binnen een dempinglocatie. De variabiliteit kan in dat geval worden teruggebracht door meer monsters of mengmonsters te analyseren op basis van meer wormen per monster.

Tabel 7. *Vergelijk T0 en VE voor concentraties metalen (mg/kg) in L. rubellus in shredder dempinglocatie 38bz00600.*

	T0-monitoring	VE-onderzoek
aluminium	338	989
cadmium	15.7	1.57
chroom	7.77	3.25
koper	17.8	19.1
ijzer	847	1490
lood	21.0	11.2
zink	1201	483

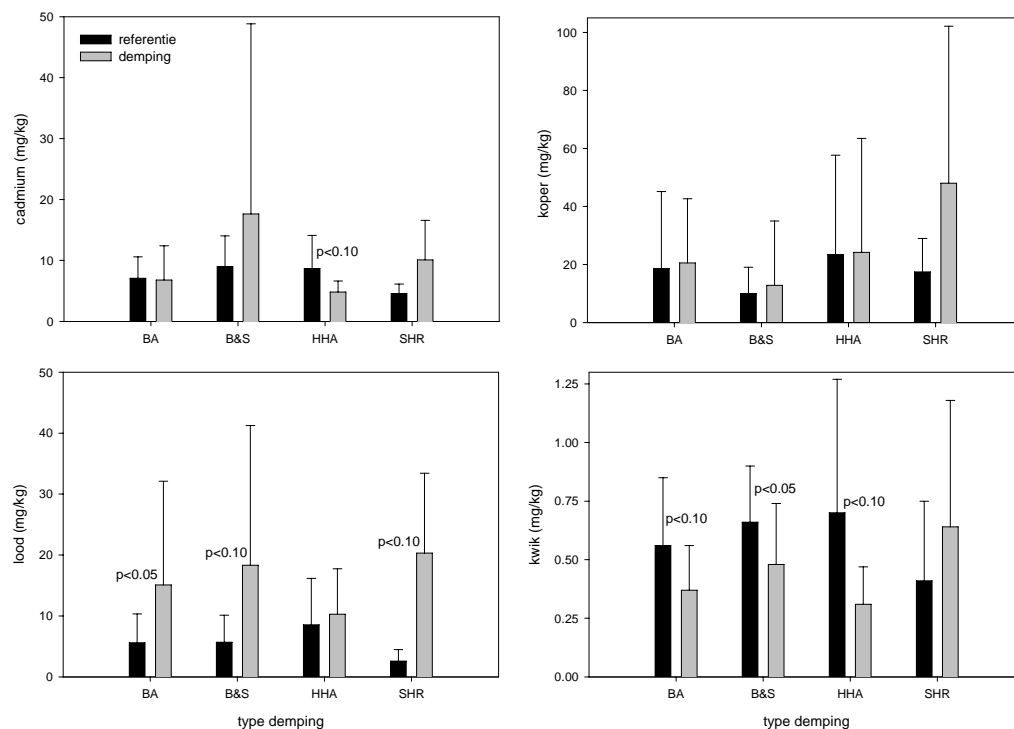
Tenslotte is gekeken naar de gemiddelde waarden voor alle dempingtypen, T0-monitoring en T0 gecombineerd met VE-onderzoek (Figuur 14). De gemiddelden gaan iets omlaag als de VE-locaties worden toegevoegd aan de set. Bij zink heeft dit een effect op de statistische analyse: dempingtype shredder verschilt in de T0-set significant van de referentie (1-zijdige Dunnett's, p<0.05), maar niet meer als de VE-locaties worden toegevoegd.



Figuur 14. Gemiddelde gehalten  $\pm 1$  SD in de oppervlak levende regenworm *Lumbricus rubellus* voor cadmium (bovenste paneel), lood (middelste paneel) en zink (onderste paneel), op basis van T0-monitoring, en combinatie T0-monitoring met VE-locaties (afdeklaag < 40 cm). Verschillen tussen type demping zijn per set (T0 of T0+VE) getoetst op  $\log(x+1)$  getransformeerde getallen met ANOVA en post hoc Dunnett's toets, \* geeft een significant verschil aan t.o.v. de gebiedseigen referentie.

### 4.3 Metalen in *Aporrectodea caliginosa*

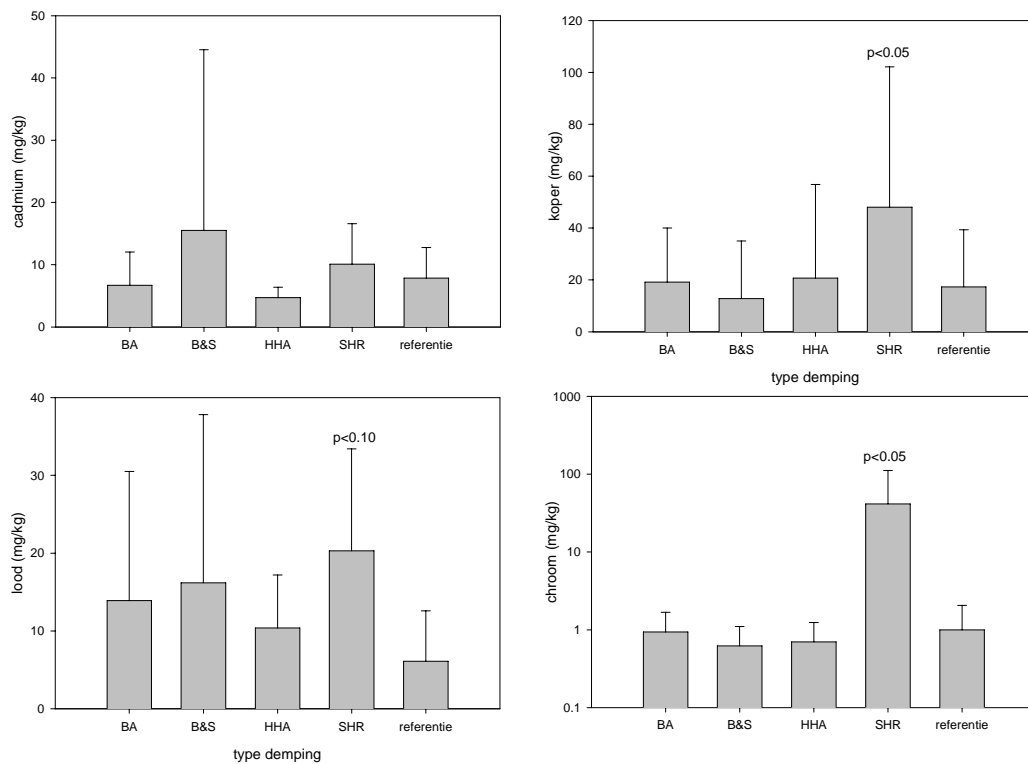
Voor de dieper in de bodem levende regenworm *Aporrectodea caliginosa* zijn dezelfde analyses uitgevoerd. De resultaten zijn eerst geanalyseerd met een gepaarde t-toets (Figuur 15). Voor de dempingtypen bouw- en sloopafval, bedrijfsafval en huishoudelijk afval worden op de dempingen significant lagere gehalten kwik gevonden in *A. caliginosa* dan in de referentie. Lood is significant verhoogd in *A. caliginosa* afkomstig uit de dempingtypen bedrijfsafval, bouw- en sloopafval en shredder. Het cadmiumgehalte in *A. caliginosa* is hoger op de dempingen bij shredder en bouw- en sloop afval, maar deze verschillen zijn niet significant. Bij huishoudelijk afval is het cadmiumgehalte in de wormen juist hoger in de referentie, met een significantie van  $p < 0.10$ .



Figuur 15. Gemiddelde gehalten aan zware metalen cadmium, koper, lood en kwik in de dieper levende regenworm *Aporrectodea caliginosa* per dempingtype, opgesplitst tussen wormen die verzameld zijn op de demping en in de naastliggende referentie. Significante p-waarden weergegeven uit tweezijdig gepaarde t-toets.

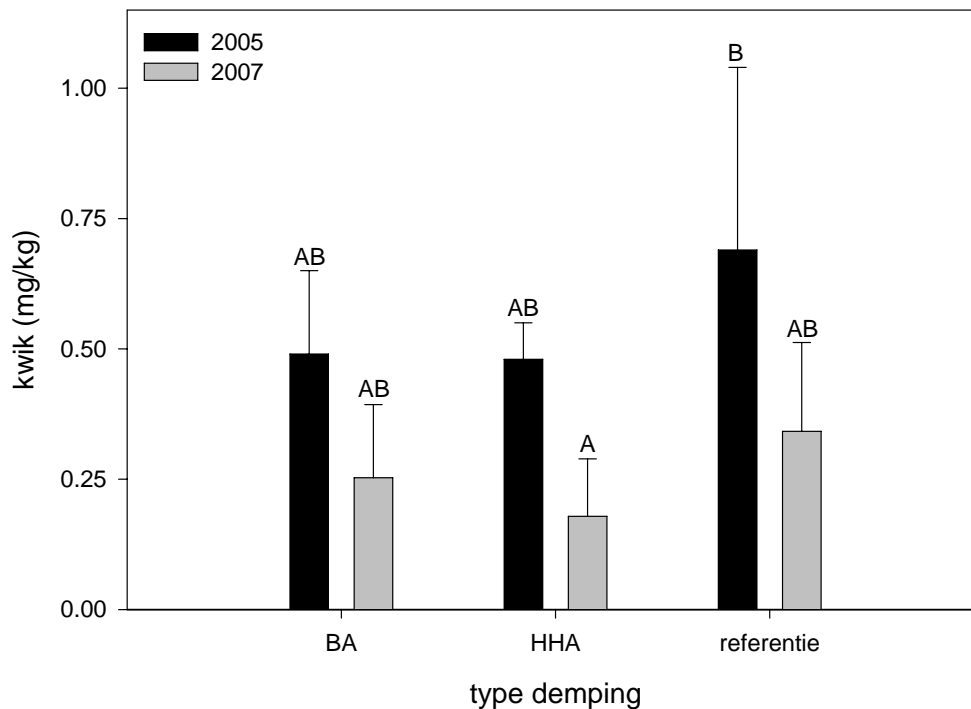
De data zijn in een 2-weg ANOVA getoetst, met jaar en type demping als factoren. Voor de metalen koper en kwik bleek uit deze analyse dat het jaar van bemonsteren significant verschilde ( $p < 0.05$ ). Voor de overige geanalyseerde metalen werden geen verschillen tussen de monsterperioden gevonden. Figuur 16 geeft de geïntegreerde resultaten voor beide jaren weer. Uit de ANOVA analyse met Dunnett t-test blijkt dat in *A. caliginosa* afkomstig uit shredder dempingen significant hogere gehalten chroom, koper, en lood worden aangetroffen ten opzichte van de gecombineerde referentie. Voor de overige dempingtypen zijn geen significante verschillen

aangetoond. Uit de Tukey test blijkt dat er in het geval van koper significante verschillen zijn tussen de dempingtypen onderling.



Figuur 16. Gemiddelde gehalten aan zware metalen cadmium, koper, lood en chroom in de dieper levende regenworm *Aporrectodea caliginosa* afkomstig van verschillende dempingtypen met één gebiedseigen referentie voor de Krimpenervaard. N.B.: de schaal van chroom concentratie is logaritmisch weergegeven. Toetsing met behulp van ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's t-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de p-waarde van de éénzijdige Dunnett's t-test.

Om het verschil tussen de jaren te illustreren wordt in Figuur 17 het kwikgehalte weergegeven voor de twee dempingtypen die in beide jaren bemonsterd zijn. Hierin is duidelijk te zien dat de gehalten in 2005 hoger waren dan in 2007, en dat de gehalten in de wormen afkomstig uit referentielocaties hoger waren dan in wormen afkomstig uit dempingen. De patronen in beide jaren zijn vergelijkbaar, de hoogste gehalten worden aangetroffen in referentiemonsters, en de laagste gehalten in huishoudelijk afvalmonsters.

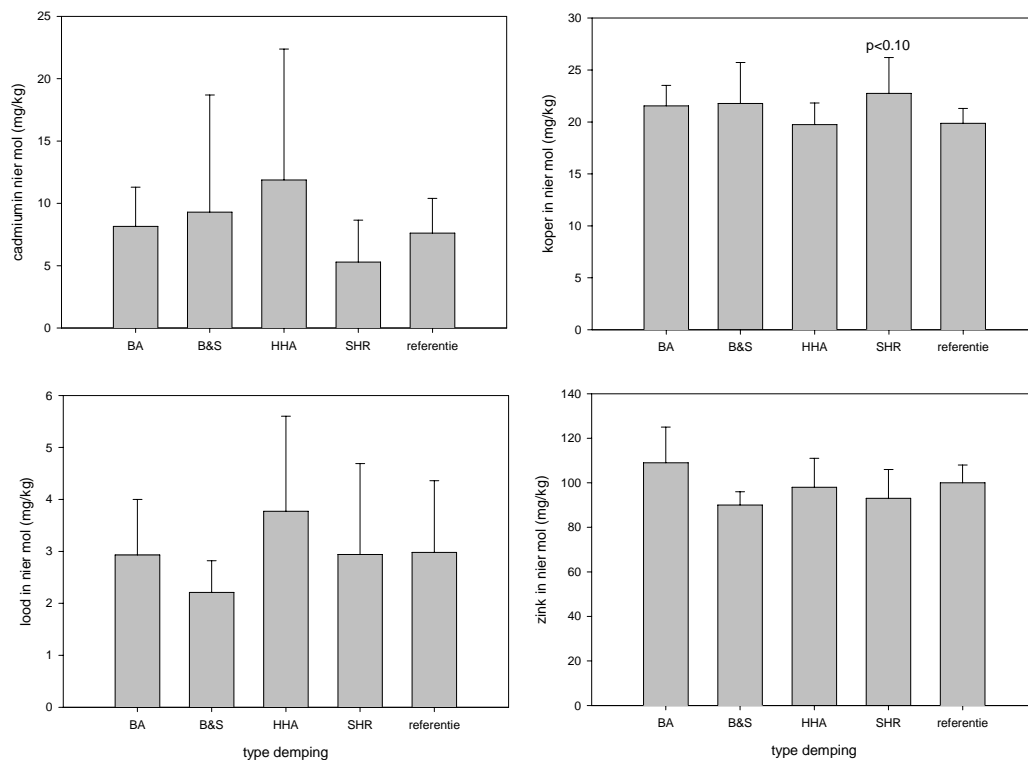


Figuur 17. Het gehalte aan kwik in de dieper levende regenworm *Aporrectodea caliginosa* bemonsterd in 2005 en 2007 op dempingen met bedrijfsafval (BA) en huishoudelijk afval (HHA). Verschillen getoetst met 1-weg ANOVA, letters geven homogene groepen weer (post hoc Tukey test,  $p < 0.05$ ).

Voor *A. caliginosa* kunnen verschillende locaties als uitbijter worden benoemd. Voor cadmium worden bij de locaties BS3, HH2, HH4, BA3 en SH4, hoge concentraties aangetroffen in de referentiemonsters. Als deze locaties uit de statistische berekeningen worden weggelaten, treedt geen verandering van de statistische verschillen op. Voor lood worden hoge concentraties gevonden in de referentiemonsters van de locaties BS3, HH2, SH2 en SH4. Als deze locaties uit de berekeningen worden weggelaten treedt wel een verandering op in de statistische verschillen: voor het dempingstype bouw- en sloopafval zijn de dempingmonsters dan significant hoger dan de gecombineerde referentie (éénzijdige Dunnett's t-test,  $p < 0.05$ ).

#### 4.4 Metalen in mollen

In Figuur 18 zijn de gemiddelde gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in mollen weergegeven per dempingtype. Alleen voor koper wordt een significant verschil gevonden. De andere verschillen zijn niet significant, dit wordt veroorzaakt door de grote spreiding in de gemeten concentraties tussen en binnen locaties, en door de relatief kleine verschillen in de gemiddelde waarden (factor  $< 2$ ). Door meer replica's te nemen per dempingtype kunnen de verschillen significant aangetoond worden. Voor cadmium (verschil tussen referentie en huishoudelijk afval) zijn dan 15 replica's nodig.



Figuur 18. Gemiddelde concentraties van cadmium, koper, lood en zink  $\pm$  1SD in de nieren van de mol (*Talpa europaea*) per dempingtype. Toetsing met behulp van ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's t-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de p-waarde van de éénzijdige Dunnett's t-test.

Een aantal locaties kan als uitbijter worden beschouwd. Voor cadmium wijkt de referentielocatie BAB00A6285-1 af van de andere referenties. Op deze locatie werden hoge cadmiumgehalten in de mol gevonden. Als deze locatie niet wordt meegenomen in de statistische berekeningen heeft dit geen invloed op de uitkomsten van de statistische toetsing. Voor lood is van eenzelfde geval sprake: in de locatie 0DK04B3256-1 worden hoge gehalten in de nieren van de mol gevonden. Ook hier heeft weglaten van deze locatie geen invloed op de uitkomsten van de statistische toetsing.

Hoge metaalconcentraties die in mollen uit referentielocaties worden gevonden, kunnen een oorzaak hebben in migratiegedrag van de mol. Mollen kunnen zwemmen en zich zo eenvoudig verplaatsen naar andere weilanden; ze zijn daarom in principe minder locatiegebonden dan regenwormen, al zijn ze wel territoriaal ingesteld. De lichaamsbelasting kan daarom zijn opgelopen in een ander grasland (waarin mogelijk wel een slootdemping aanwezig is) of de contaminatie van een andere bron hebben opgelopen.

In het PIMM onderzoek zijn eerder metaalgehalten gemeten in mollen (Tabel 8) Leonards et al. 1995, 1996). Bij vergelijking van de uitkomsten daarvan met de



huidige onderzoeksresultaten blijkt dat onze referentiemollen iets lagere metaalconcentraties hebben dan in het PIMM onderzoek. De metaalconcentraties in mollen uit dempinglocaties liggen wel hoger, vooral in het geval van cadmium. Opvallend is dat de hoogste concentraties aan cadmium en lood gevonden worden op huishoudelijk afval.

Tabel 8. Gehalten aan metalen in mollen (mg/kg drooggewicht nier) in PIMM studies vergeleken met deze studie

Gebied	Cadmium	Lood	Zink	Referentie
Bodegraven-Noord	10,2	4,0	119	Leonards et al. 1995
Midden Delfland	28	4,2	126	Leonards et al. 1996
Gemiddelde Zuid-Holland	25	4,5	114	Leonards et al. 1996
Referentie	8,5	2,6	96,4	deze studie
Hoogst gemeten (dempingtype)	27,8 (HHA)	6,9 (HHA)	134 (BA)	deze studie

#### 4.5 Evaluatie monitoringparameters: metaalaccumulatie in regenwormen en mollen

De accumulatie van metalen in de regenwormen *L. rubellus* en *A. caliginosa* geeft een vergelijkbaar beeld van verhoogde gehalten op dempinglocaties ten opzichte van de referentie (Tabel 9). Deze verschillen zijn vaker significant bij *L. rubellus*. Voor elke categorie demping zijn één of meerdere metalen significant verhoogd in *L. rubellus* of *A. caliginosa*. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de parameter bioaccumulatie metalen in regenwormen geschikt is voor verdere monitoring van effecten.

Tabel 9. Overzicht significante verschillen metaalgehalten in regenwormen t.o.v. referentie. X, demping>referentie; \*, referentie>demping; ns, niet significant.

Dempingtype	Metaal	<i>L. rubellus</i>		<i>A. caliginosa</i>	
		gepaarde t-test	ANOVA + Dunnett's t-test	gepaarde t-test	ANOVA + Dunnett's t-test
bedrijfsafval	lood	X	X	X	ns
	kwik	*	ns	*	ns
bouw- en sloopafval	lood	X	ns	X	ns
	kwik	ns	ns	*	ns
huishoudelijk afval	koper	X	X	ns	ns
	cadmium	ns	ns	*	ns
	kwik	ns	ns	*	ns
shredder	cadmium	X	X	ns	ns
	chromium	ns	ns	ns	X
	koper	ns	X	ns	X
	lood	ns	X	X	X
	zink	ns	X	ns	ns

In mollen is alleen voor koper een significant hoger gehalte op shredder dempingen aangetoond ten opzichte van referentielocaties. De metaalgehalten in mollen op dempinglocaties zijn minder dan een factor twee verhoogd. Dat dit verschil niet significant aangetoond is hangt waarschijnlijk samen met de opzet van de studie die

erop was gericht om alleen verschillen groter dan factor 2 significant te kunnen aantonen.

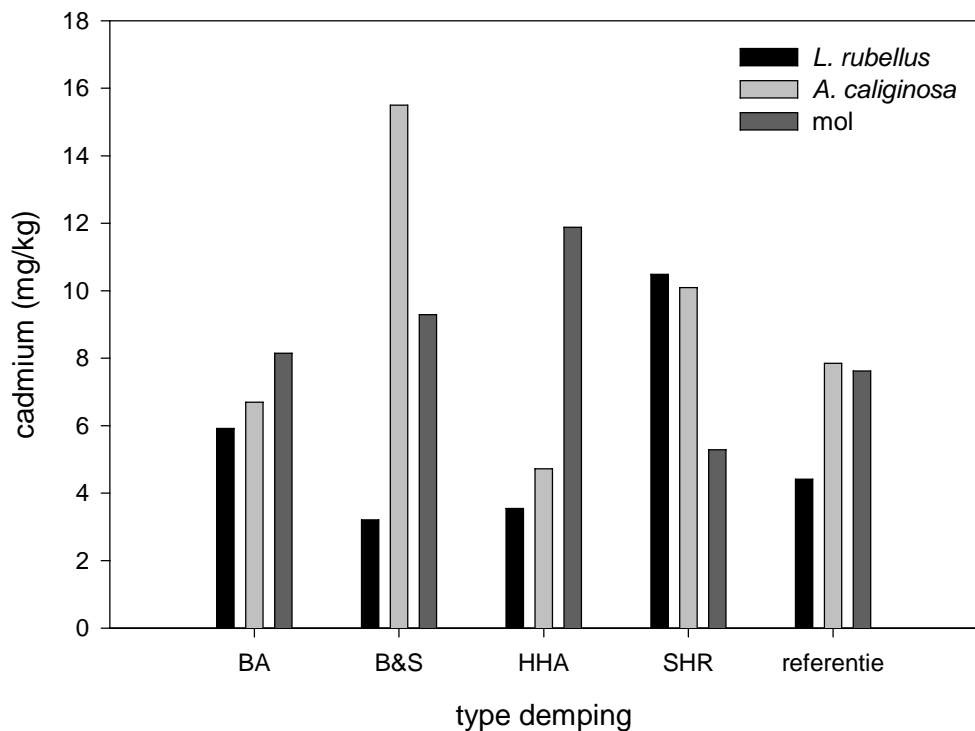
## **4.6 Vergelijking en duiding van gehalten zware metalen**

Hieronder wordt voor regenwormen en mollen een vergelijk gemaakt van gehalten aan cadmium, lood en zink en gerelateerd aan dempingtypen. Omdat regenwormen het belangrijkste voedsel vormen voor mollen zullen de meeste metalen langs deze route worden opgenomen. Voedselketens via regenwormen zijn een voorname route waarlangs potentieel toxische stoffen in hogere trofische niveaus van het voedselweb terecht komen. In het weidegebied van de Krimpenerwaard worden regenwormen en mollen in aanzienlijke aantallen aangetroffen.

### **4.6.1 Cadmium**

De cadmiumgehalten in regenwormen en mollen in de Krimpenerwaard worden per dempingtype gepresenteerd (Figuur 19). De cadmiumgehalten geven een nogal wisselend beeld te zien, er zijn geen vaste verhoudingen tussen de soorten. Een verklaring hiervoor is lastig te geven. In het dempingtype huishoudelijk afval lijkt sprake te zijn van doorvergiftiging (een toename van concentraties hoger in de voedselketen), maar dit is niet het geval in shredder en bouw- en sloopafval. Wat verder opvalt, is dat cadmiumgehalten op referentielocaties niet in alle gevallen het laagste niveau aangeven, maar soms zelfs hoger zijn dan op dempingen. Omdat gewerkt wordt met een beperkt aantal locaties kunnen uitschieters grote invloed op het gemiddelde hebben.

Het is interessant om de resultaten uit de Krimpenerwaard te vergelijken met eerder onderzoek naar doorvergiftiging van metalen van bodem via regenwormen naar mollen. Ma (1987) heeft hier onderzoek naar gedaan in Budel (vervuilde locaties bij zinksmelter) en Arnhem (referentielocatie). Bij dit vergelijk is het volgende belangrijk. In Budel is sprake van diffuse verontreiniging door metalen, waarbij verwacht kan worden dat alle wormen gelijkmatig zijn blootgesteld aan de in de bodem aanwezige metalen en daarom gelijk belast zijn. De mollen zullen bij elke worm worden blootgesteld aan metalen. In de Krimpenerwaard is sprake van zeer locale verontreiniging. Alleen de wormen op slootdempingen staan blootgesteld aan de bodemverontreiniging, de wormen in het referentieweiland naast de demping zijn dat niet of in veel mindere mate. De blootstelling van mollen in de Krimpenerwaard is daarom meer heterogeen en relatief lager dan in Budel.



Figuur 19. Gemiddelde gehalten cadmium in de oppervlak levende regenworm *Lumbricus rubellus*, de dieper levende regenworm *Aporrectodea caliginosa* en mollen (*T. europaea*) uitgesplitst naar dempingtype en gebiedseigen referentie.

Ook blijkt dat cadmiumgehalten in *L. rubellus* en mollen in de Krimpenerwaard veel lager zijn dan in Budel (Tabel 10). Wat verder opvalt, is dat ook de schone locatie in de studie van Ma (1987) een factor 2 tot 6 hogere cadmiumgehalten heeft in *L. rubellus* dan gevonden voor dempinglocaties in de Krimpenerwaard. Bij mollen is dit verschil nog groter (factor 4 tot 11). De verhoudingen tussen gehalten in *L. rubellus* of *A. caliginosa* en mollen liggen voor beide studies wel in dezelfde orde van grootte. Opmerkelijk is de lage factor van 0,5 voor de shredderdempingen, deze wordt veroorzaakt door zowel een hoger gehalte in wormen als een lager gehalte in mollen. De cadmiumgehalten in *A. caliginosa* liggen hoger dan in *L. rubellus*, waardoor de accumulatiefactor op basis van *A. caliginosa* lager ligt dan voor *L. rubellus*.

De cadmiumgehalten in de regenwormen kunnen ook worden vergeleken met regenwormen afkomstig van andere locaties in Nederland (Tabel 11). Over het algemeen genomen valt op dat cadmiumconcentraties in regenwormen uit de Krimpenerwaard aan de lage kant zijn ten opzichte van andere verontreinigde gebieden.

Tabel 10. Relatie tussen cadmiumgehalten (mg/kg) in regenwormen en mollen (gehalte in nier) op verschillende plaatsen in Nederland

Locatie	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>	Mol	Accumulatiefactor		Referentie
				<i>L. rubellus</i> *	<i>A. caliginosa</i> *	
Budel (verontreinigd, locatie 2)	79		224	2,8		Ma, 1987
Budel (verontreinigd, locatie 3)	114		221	1,9		Ma, 1987
Arnhem (referentie)	19		59	3,1		Ma, 1987
Krimpenerwaard (referentie)	4,4	7,9	7,6	1,7		dit rapport
Krimpenerwaard (B&S)	3,2	15,5	9,3	1,7	0,9	dit rapport
Krimpenerwaard (BA)	5,9	6,7	8,2	1,8	1,4	dit rapport
Krimpenerwaard (HHA)	3,6	4,7	11,9	5,0	2,8	dit rapport
Krimpenerwaard (SHR)	10,5	10,1	5,3	0,5	0,5	dit rapport

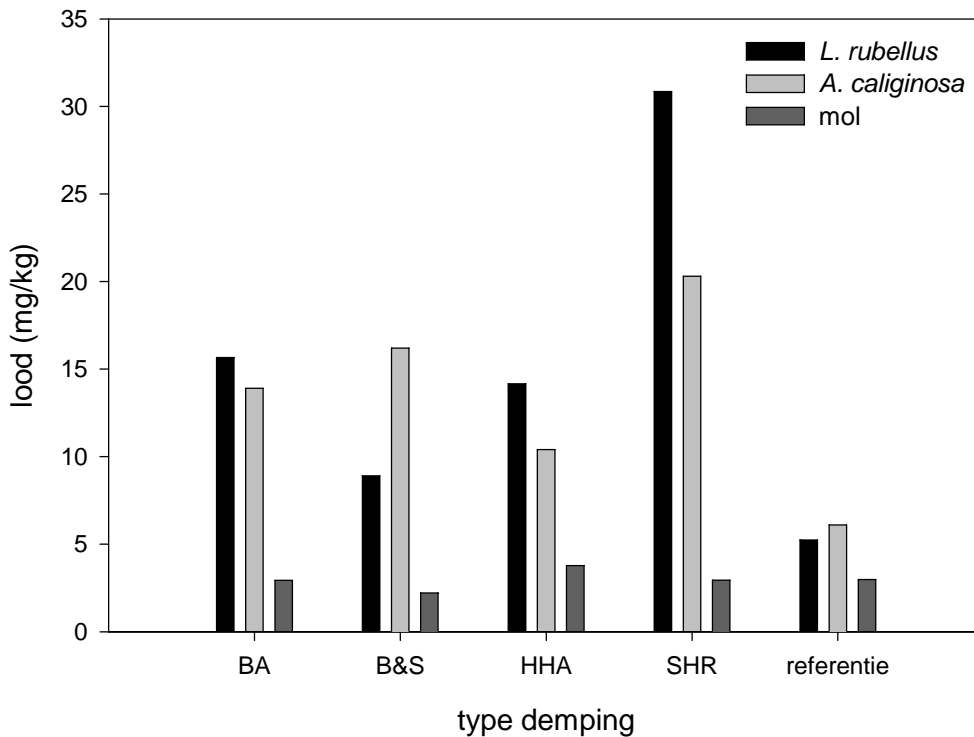
\* Berekend op grond van gehalten in mollen en regenwormen per perceel en gemiddeld per dempingtype.

Tabel 11. Cadmium in regenwormen elders in Nederland

Locatie	Soort locatie	Regenworm species	Gehalte cadmium (mg/kg)	Referentie
Biesbosch	Klei, rietland gradiënt van verontreiniging	<i>L. rubellus</i>	48 - 160	Hobbelen et al. 2006
Biesbosch	Klei, rietland gradiënt van verontreiniging	<i>A. caliginosa</i>	61 - 256	Hobbelen et al. 2006
Budel	Zandgrond	<i>L. rubellus</i>	79 - 114	Ma et al. 1987
Arnhem	Zandgrond referentie	<i>L. rubellus</i>	19	Ma et al. 1987
Afferdense en Deestsche waarden	Uiterwaard verontreinigd	<i>L. rubellus</i>	22,5 - 47,2	Van Vliet et al. 2005
Afferdense en Deestsche waarden	Uiterwaard verontreinigd	<i>A. caliginosa</i>	16,9 - 40,5	Van Vliet et al. 2005
Gelderse Poort	Hoog verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	32 - 38	Hendriks et al. 1995
Ochten	Gemiddeld verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	2,6 - 39	Hendriks et al. 1995
Sliedrechtse Biesbosch	Wilgenbos en droog rietland	<i>L. rubellus</i>	9,7 - 10,7	Postma et al. 2001
Oostvaardersplassen	Droog rietland	<i>L. rubellus</i>	3,8	Postma et al. 2001
Gelderse Poort	Hoog verontreinigde uiterwaard	Alle soorten gemengd	9 - 20	Van den Brink et al. 2003
Achterhoek	Schone referentie locatie	Alle soorten gemengd	3,3 - 4,1	Van den Brink et al. 2003
Biesbosch	Hoog verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	41,6 - 60,8	Hamers et al. 2006
Biesbosch	Gemiddeld verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	53,9 - 87,2	Hamers et al. 2006

#### 4.6.2 Lood

De loodgehalten in regenwormen en mollen in de Krimpenerwaard worden per dempingtype gepresenteerd (Figuur 20). Gehalten in de mol (nier) zijn veel lager dan in beide regenwormsoorten (totale lichaamsbelasting). Er lijkt voor lood geen sprake te zijn van bioaccumulatie. Dit kan deels verklaard worden doordat de opslag van lood in mollen vooral plaatsvindt in botten en maag en in mindere mate in nier en lever (Komarnicki, 2000). Wat verder opvalt, is in de regenwormen de lichaamsgehalten op dempingen verhoogd zijn t.o.v. de referentie in naastgelegen referentieweiland, maar dat bij mollen de gehalten *niet* hoger zijn dan die in referentiepercelen elders in de Krimpenerwaard. De herkomst van referentiemateriaal is hierbij weliswaar verschillend geweest (weiland naast demping respectievelijk percelen zonder demping), maar ook dit ondersteunt de eerdere observatie dat lood niet lijkt te bioaccumuleren.



Figuur 20. Gemiddelde gehalten lood in *L. rubellus*, *A. caliginosa* en mol (*T. europaea*) per dempingtype.

De resultaten van Ma (1987) met betrekking tot doorvergiftiging van lood via regenwormen naar mollen zijn hieronder gepresenteerd. Ook voor lood zijn de gehalten in de wormen uit de Krimpenerwaard lager dan de gehalten uit Budel (met uitzondering van het dempingtype shredder), maar de verschillen zijn veel kleiner dan bij cadmium (Tabel 12). De relatief schone locatie uit de studie van Ma heeft ook duidelijk een lagere loodconcentratie dan de Budel-locaties en is in dit geval ook lager dan de dempingtypen bedrijfsafval, huishoudelijk afval en shredder. De gehalten lood in nieren van mollen uit de Krimpenerwaard zijn lager dan de vervuilde Budel locatie en ook ten opzichte van de relatief schone Arnhem-locatie.

In Tabel 13 worden de loodgehalten in de regenwormen uit de Krimpenerwaard vergeleken met loodgehalten van wormen uit andere gebieden in Nederland. De loodgehalten in de Krimpenerwaard zijn vergelijkbaar met de loodgehalten in regenwormen in andere gebieden.

Tabel 12. De relatie tussen loodgehalten (mg/kg) in regenwormen en mollen (gehalte in nier) op verschillende plekken in Nederland

Locatie	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>	Mol	Accumulatiefactor		Referentie
				<i>L. rubellus</i> *	<i>A. caliginosa</i> *	
Budel (verontreinigd, locatie 2)	25		29	1,2		Ma, 1987
Budel (verontreinigd, locatie 3)	25		18	0,7		Ma, 1987
Arnhem (referentie)	12		22	1,8		Ma, 1987
Krimpenerwaard (referentie)	5,2	6,1	3,0	0,58		dit rapport
Krimpenerwaard (B&S)	8,9	16,2	2,2	0,54	1,06	dit rapport
Krimpenerwaard (BA)	15,7	13,9	2,9	0,35	0,61	dit rapport
Krimpenerwaard (HHA)	14,2	10,4	3,8	0,42	1,03	dit rapport
Krimpenerwaard (SHR)	30,8	20,3	2,9	0,19	0,17	dit rapport

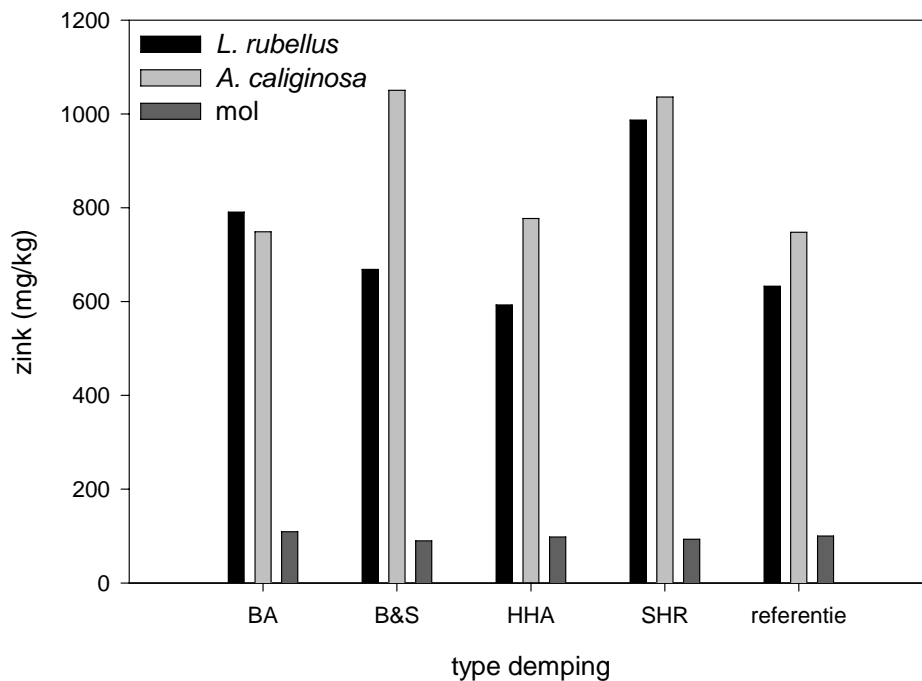
\* Berekend op grond van gehalten in mollen en regenwormen per perceel en gemiddeld per dempingtype.

Tabel 13. Lood in regenwormen elders in Nederland

Plaats	Type locatie	Regenworm species	Gehalte lood (mg/kg)	Referentie
Budel	Zandgrond	<i>L. rubellus</i>	25	Ma et al. 1987
Arnhem	Zandgrond	<i>L. rubellus</i>	12	Ma et al. 1987
Sliedrechtse Biesbosch	Wilgenbos en droog rietland	<i>L. rubellus</i>	6,2 – 8,9	Postma et al. 2001
Oostvaardersplassen	Droog rietland	<i>L. rubellus</i>	3,4	Postma et al. 2001
Afferdense en Deestsche waarden	Uiterwaard verontreinigd	<i>L. rubellus</i>	31,1 - 41,4	Van Vliet et al. 2005
Afferdense en Deestsche waarden	Uiterwaard verontreinigd	<i>A. caliginosa</i>	10,4 - 20,7	Van Vliet et al. 2005
Gelderse Poort	Hoog verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	12 - 21	Hendriks et al. 1995
Ochten	Gemiddeld verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	9,5 - 18	Hendriks et al. 1995
Gelderse Poort	Hoog verontreinigde uiterwaard	Alle soorten gemengd	7 - 13	Van den Brink et al. 2003
Achterhoek	Schone referentie locatie	Alle soorten gemengd	2,4 - 7,9	Van den Brink et al. 2003

### 4.6.3 Zink

De zinkgehalten in regenwormen en mollen in de Krimpenerwaard worden per dempingtype gepresenteerd (Figuur 21). Ook hier is te zien dat het gehalte zink in mollen veel lager is dan in regenwormen. Dit hangt samen met het feit dat zink een essentieel element is en opname en uitscheidingsprocessen goed worden gereguleerd zodat ook bij niet al te zeer verhoogde blootstelling sprake blijft van een natuurlijk evenwicht. Uit de studie van Komarnicki (2000) blijkt dat zink in veel verschillende delen van het lichaam wordt teruggevonden na blootstelling, maar vooral in de botten, milt en de nieren.



Figuur 21. Gemiddelde gehalten zink in *L. rubellus*, *A. caliginosa* en mol (*T. europaea*) per dempingtype.

De verhouding tussen *L. rubellus* en de mol is eerder onderzocht door Ma (1987). De factor tussen deze worm en de mol wordt in Tabel 14 gepresenteerd. Ook hier zijn de gehalten in de regenwormen in Budel hoger dan de gehalten in de wormen uit de Krimpenerwaard, de gehalten zink in de relatief schone locatie Arnhem zijn ongeveer gelijk aan de gehalten zink van de wormen uit de Krimpenerwaard afkomstig van dempingen en referentie. De zinkgehalten in de nieren van mollen uit Arnhem in de studie van Ma (1987) zijn maar een fractie hoger dan de gehalten van de mollen uit de Krimpenerwaard. De verhouding tussen regenwormen en mollen is eveneens ongeveer gelijk voor alle locaties.

Een vergelijking met zinkgehalten in regenwormen uit elders in Nederland wordt gemaakt in Tabel 15. De zinkgehalten in de verontreinigde locaties van Budel en de Biesbosch liggen gemiddeld hoger dan de zinkgehalten in de Krimpenerwaard, maar het verschil is niet meer dan een factor 2 tot 3.

Tabel 14. De relatie tussen zinkgehalten (mg/kg) in regenwormen en mollen (gehalte in nier) op verschillende plekken in Nederland.

Locatie	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>	Mol	Accumulatiefactor		Referentie
				<i>L. rubellus</i> *	<i>A. caliginosa</i> *	
Budel (verontreinigd, locatie 2)	1474		324	0,21		Ma, 1987
Budel (verontreinigd, locatie 3)	1789		373	0,21		Ma, 1987
Arnhem (referentie)	730		131	0,18		Ma, 1987
Krimpenerwaard (referentie)	632		100	0,16		dit rapport
Krimpenerwaard (B&S)	669	1050	90	0,15	0,12	dit rapport
Krimpenerwaard (BA)	790	749	109	0,16	0,19	dit rapport
Krimpenerwaard (HHA)	593	777	98	0,18	0,14	dit rapport
Krimpenerwaard (SHR)	987	1036	93	0,10	0,11	dit rapport

\* Berekend op grond van gehalten in mollen en regenwormen per perceel en gemiddeld per dempingtype.

Tabel 15. Zink in regenwormen elders in Nederland

Locatie	Soort locatie	Regenworm species	Gehalte zink (mg/kg)	Referentie
Budel	Zandgrond	<i>L. rubellus</i>	1474 - 1789	Ma et al. 1987
Arnhem	Zandgrond	<i>L. rubellus</i>	730	Ma et al. 1987
	referentie			
Gelderse Poort	Hoog verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	800 - 1200	Hendriks et al. 1995
Ochten	Gemiddeld verontreinigde uiterwaard	<i>L. rubellus</i>	730 - 1100	Hendriks et al. 1995
Sliedrechtse Biesbosch	Wilgenbos en droog rietland	<i>L. rubellus</i>	1097 - 1122	Postma et al. 2001
Oostvaardersplassen	Droog rietland	<i>L. rubellus</i>	1133	Postma et al. 2001
Gelderse Poort	Hoog verontreinigde uiterwaard	Alle soorten gemengd	652 - 840	Van den Brink et al. 2003
Achterhoek	Schone referentie locatie	Alle soorten gemengd	356 - 441	Van den Brink et al. 2003
Afferdense en Deestsche waarden	Uiterwaard verontreinigd	<i>L. rubellus</i>	687 - 981	Van Vliet et al. 2005
Afferdense en Deestsche waarden	Uiterwaard verontreinigd	<i>A. caliginosa</i>	589 - 981	Van Vliet et al. 2005
Biesbosch	Klei, rietland gradiënt van verontreiniging	<i>L. rubellus</i>	954 - 1871	Hobbelen et al. 2006
Biesbosch	Klei, rietland gradiënt van verontreiniging	<i>A. caliginosa</i>	676 - 1958	Hobbelen et al. 2006





## 5 Bioaccumulatie PCB's

### 5.1 Toelichting analyses

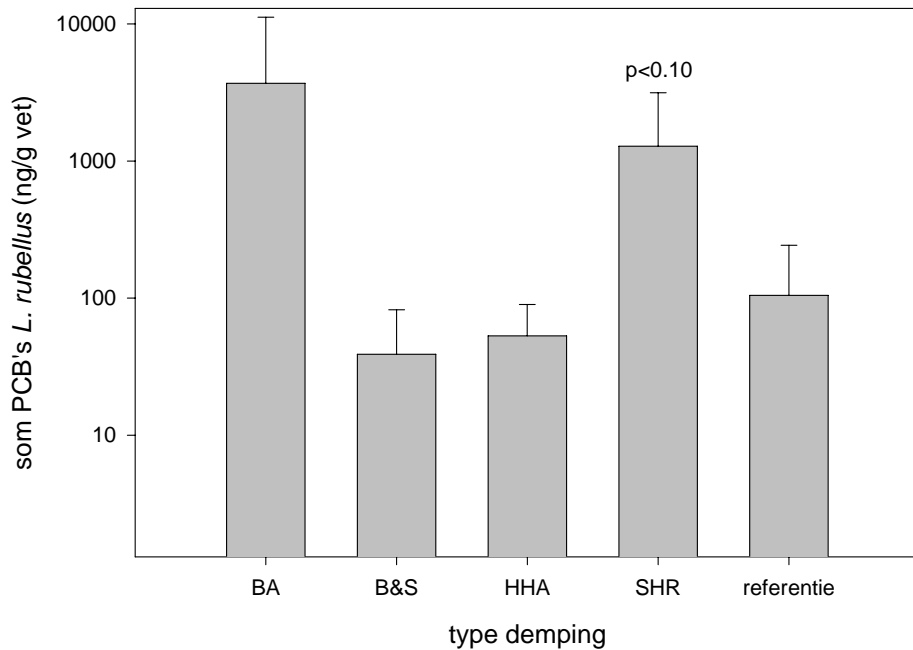
Voor de bioaccumulatie van PCB's in regenwormen wordt als maat de som van alle gemeten PCB's genomen (21 congenen). Ter vergelijking met eerdere studies wordt ook de in de normstelling voor bodemkwaliteit gehanteerde som van zeven PCB's berekend (congenen 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180). Een gepaarde t-toets, zoals die is uitgevoerd voor de metalen is voor PCB-metingen niet mogelijk omdat de wormen uit de referenties per dempingtype zijn samengevoegd alvorens de PCB analyse werd verricht. Er is dus niet per bemonsterde locatie een referentiemonster en een dempingmonster geanalyseerd. In 2007 is op één locatie bedrijfsafval *L. rubellus* bemonsterd in de demping en in de referentie voor een PCB analyse. Deze resultaten zijn gevoegd bij de 2005 gegevens. Voor de ANOVA-toetsing werden de concentraties  $\log(x+1)$ -getransformeerd ten behoeve van normaal verdeelde waarden met homogene varianties. De ANOVA is uitgevoerd met *post hoc* éénzijdige Dunnett's t-test om dempingen ten opzichte van de referentie te vergelijken.

### 5.2 PCB's in *Lumbricus rubellus*

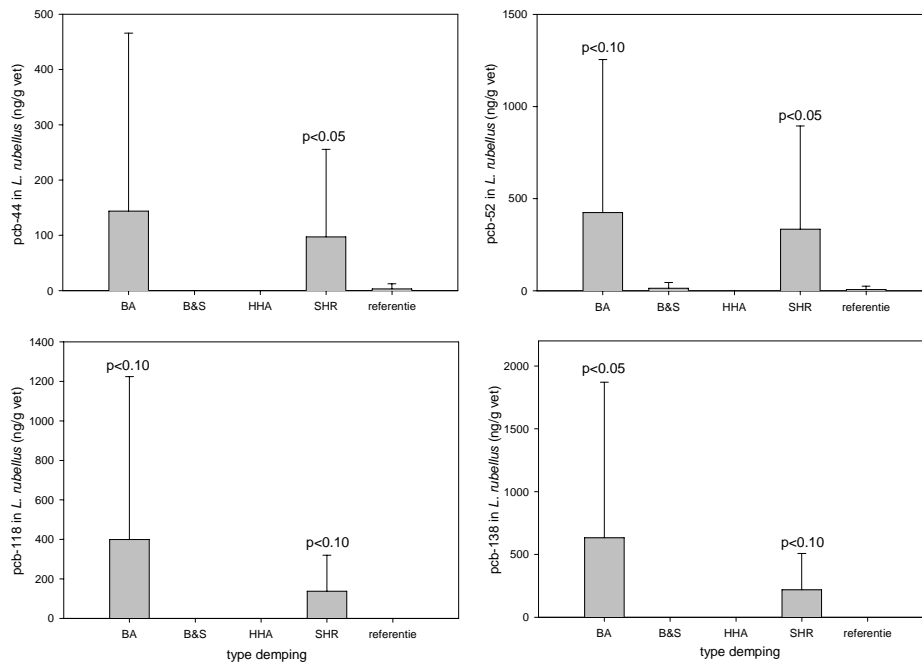
In Figuur 22 wordt de gemiddelde som van de PCB's in *L. rubellus* uitgezet tegen het dempingtype en vergeleken met de gemiddelde som van alle gemeten PCB's van de referentie. De gemiddelde gehalten aan PCB's verschillen aanzienlijk tussen de dempingtypen. De gehalten in wormen afkomstig van bouw- en sloopafval (B&S), huishoudelijk afval (HHA) en de referentiemonsters liggen respectievelijk rond de 40, 50 en 100 ng/g vet. Gehaltes in wormen afkomstig van shredder (SHR) en bouwafval (BA) dempingen liggen daar aanzienlijk boven, respectievelijk rond de 1300 en 3700 ng/g vet. Dit verschil is voor shredder significant (Dunnett's t-test,  $p < 0.10$ ). Voor bedrijfsafval is de spreiding tussen de monsters zeer groot (zoals te zien is aan de foutenvlag in Figuur 22), waardoor er geen statistisch significant verschil kon worden aangetoond.

Er is ook voor de individuele PCB congenen getoetst of er significante verschillen zijn tussen dempingtypen. Hieruit bleek dat voor enkele PCB-congenen de gehalten in *L. rubellus* afkomstig uit shredder en bedrijfsafval dempingen significant hoger waren (zie ook Figuur 23). PCB-28, PCB-44 en PCB-151 zijn significant hoger in wormen uit shredder dempingen; PCB-52, PCB-118 en PCB-138 zijn significant hoger in wormen uit shredder en bedrijfsafval dempingen.

Een aantal van de onderzochte locaties laat afwijkende PCB-concentraties zien. Dit zijn de locaties BA3, BA4, SH1 en BS6, waar zeer lage concentraties PCB's in de dempingmonsters werden gevonden. Als deze locaties niet worden meegenomen in de statistische berekeningen, is een significant verhoogde som PCB-concentratie in het dempingtype bedrijfsafval aantoonbaar (Dunnett's éénzijdige t-test,  $p < 0.05$ ).



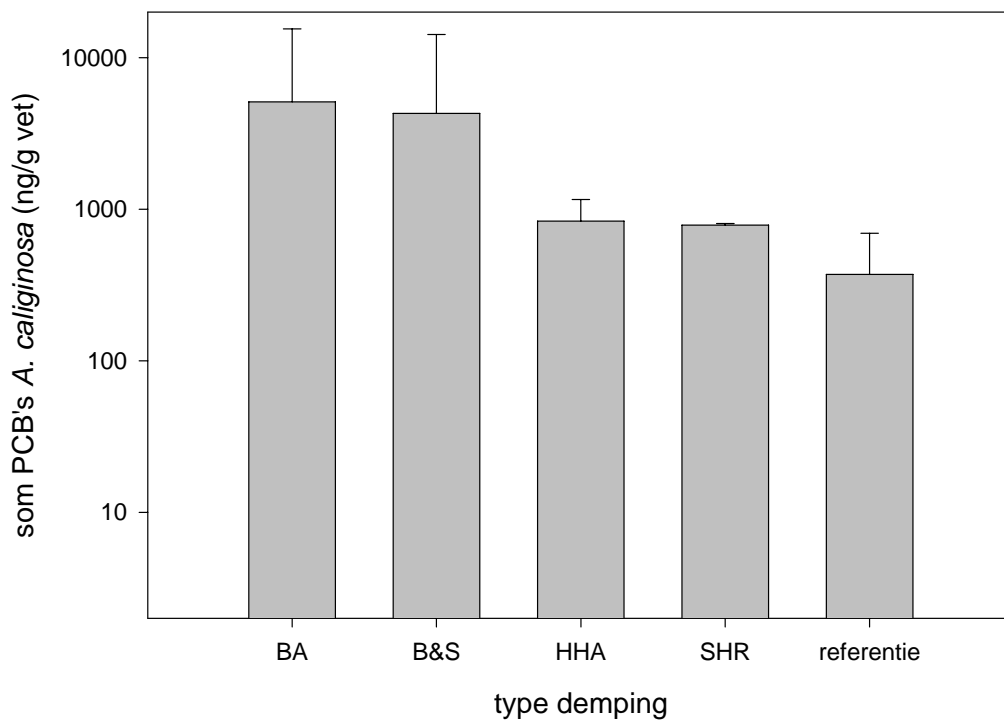
Figuur 22. Somgehalte aan PCB's (gemiddelde met standaarddeviatie) per dempingtype en de gecombineerde referentie in de regenworm *L. rubellus*. Let op de logaritmische schaal van de y-as. Toetsing met behulp van ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's t-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de p-waarde van de éénzijdige Dunnett's t-test.



Figuur 23. Gehalten aan PCB congenere (gemiddelde met standaarddeviatie) in *L. rubellus*: PCB-44, PCB-52, PCB-118 en PCB-138. Toetsing met behulp van ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's t-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de p-waarde van de éénzijdige Dunnett's t-test.

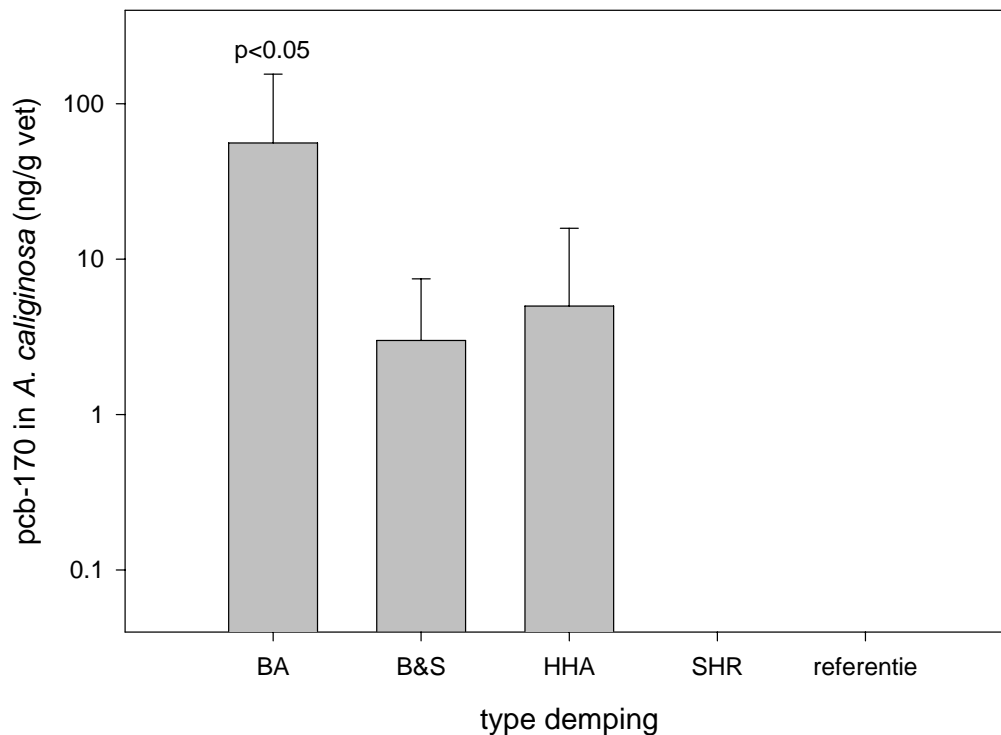
### 5.3 PCB's in *Aporrectodea caliginosa*

Eenzelfde exercitie is uitgevoerd voor de concentraties PCB's in de regenworm *Aporrectodea caliginosa* (Figuur 24). Er werden geen significante verschillen aangetoond tussen de gecombineerde referentie en tussen de verschillende dempingtypen. In de metingen aan deze regenworm werden de laagste gehalten in de referentiemonsters gevonden. Het feit dat geen significant verschil wordt gevonden heeft twee oorzaken: de manier van bemonstering en verwerking van de monsters (poolen van monsters) en door de grote spreiding die tussen individuele monsters is aangetroffen. Een aantal van de onderzochte locaties laat afwijkende PCB-concentraties zien. Dit zijn de locaties BS2 en BA1, waar geen PCB's werden aangetroffen in *A. caliginosa* uit de demping en de referentiemonsters van de locaties BS3 en BS2, waar geen PCB's werden aangetroffen. Als deze locaties niet worden meegenomen in de statistische berekeningen, worden nog steeds geen significant verschillen gevonden.



Figuur 24. Somgehalte aan PCB's (gemiddelde met standaarddeviatie) per dempingtype en de gecombineerde referentie in de regenworm *Aporrectodea caliginosa*. Let op de logaritmische y-as.

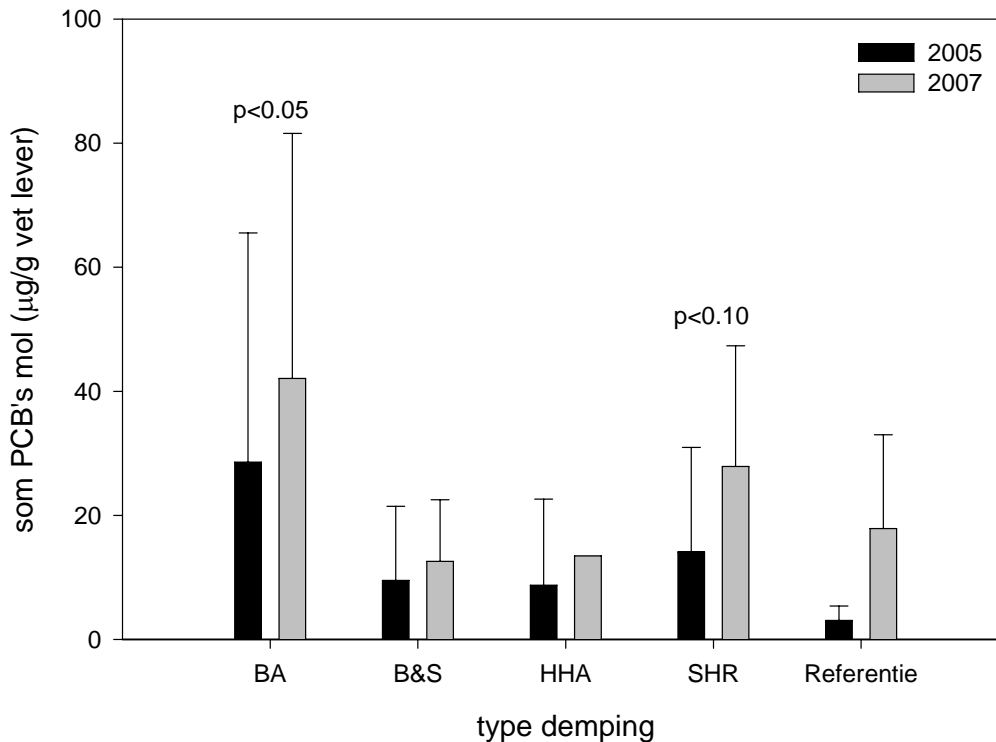
Er is ook voor de afzonderlijke congenereen getoetst of er significante verschillen zijn tussen dempingtypen. Dit is slechts het geval voor congeneer: PCB-170 (Figuur 25).



Figuur 25. Gehalte aan PCB-170 (gemiddelde met standaarddeviatie) in de regenworm *A. caliginosa* in relatie tot dempingtype. Toetsing met behulp van ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's *t*-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de *p*-waarde van de éénzijdige Dunnett's *t*-test. Let op de logaritmische schaal van de *y*-as.

#### 5.4 PCB's in mollen

Voor zover mollen konden worden gevangen op de te onderzoeken percelen, werd de lever uitgeprepareerd ten behoeve van analyse van het gehalte aan PCB's. Resultaten worden uitgedrukt per gram vet van de lever. In Figuur 26 wordt de gemeten gehalten van de som PCB's gepresenteerd. De verschillen tussen de dempingtypen zijn getoetst met ANOVA op  $\log(x+1)$ -getransformeerde concentraties. De afzonderlijke PCB-congeneren zijn ook op deze manier getoetst.



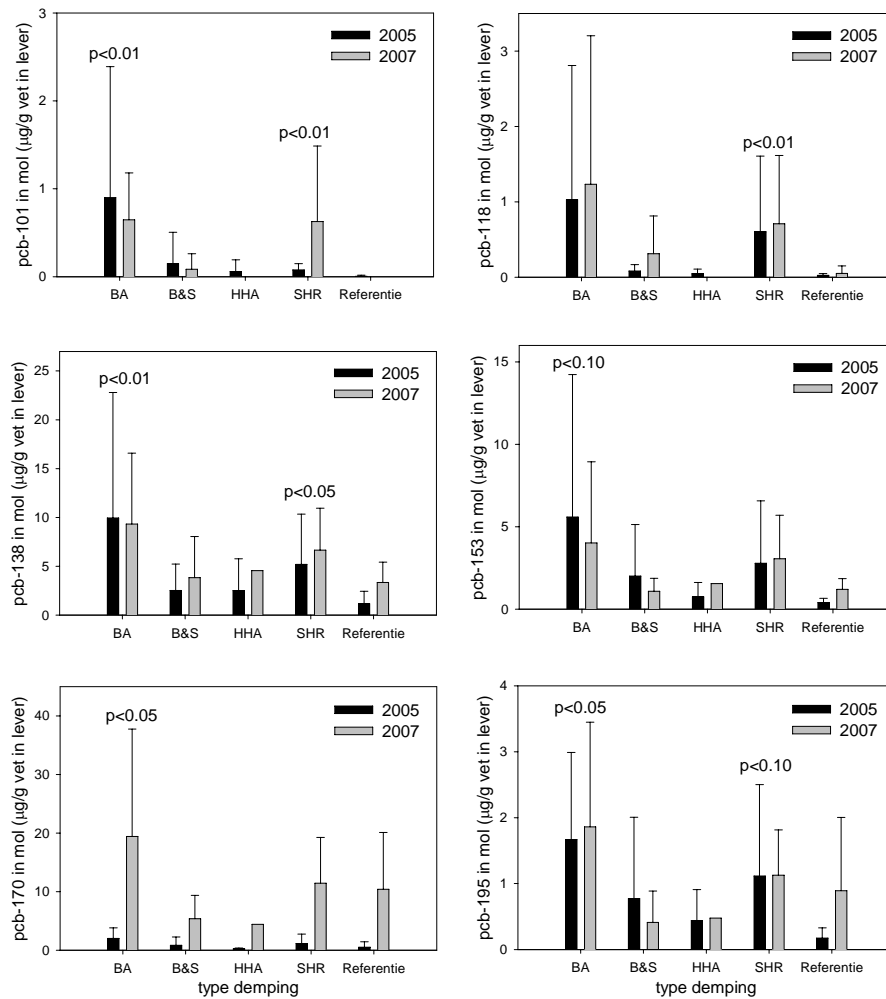
Figuur 26. Somgehalte aan 21 PCB congenere (gemiddelde met standaarddeviatie) in mollen (*Talpa europaea*, µg/g vet lever) uitgesplitst naar dempingtype. Toetsing met behulp van 2-weg ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's t-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de p-waarde van de éénzijdige Dunnett's t-test.

Uit de 2-weg ANOVA bleek een significant verschil ( $p < 0.01$ ) tussen de beide bemonsteringsjaren. Zoals te zien in Figuur 27 zijn de gehalten in 2007 hoger dan in 2005, vooral op referentielocaties. Het PCB gehalte blijkt ook sterk afhankelijk van type demping. Het hoogste gehalte wordt aangetroffen in mollen gevangen op bedrijfsafval, deze zijn significant hoger dan de referenties. Ook de gehalten in mollen gevangen op shredder zijn significant verhoogd.

Er is voor de afzonderlijke PCB congenere getoetst of er significante verschillen zijn tussen de dempingtypen. Hieruit bleek voor verschillende congenere dat de gehalten in mollen afkomstig van percelen met bedrijfsafval en shredder dempingen significant hoger waren dan de referentie (zie ook Figuur 28).

In het PIMM-programma is het PCB gehalte in mollen eerder bepaald, zie Tabel 16. Het gemiddelde gehalte in mollen uit huidige referentielocatie ligt in dezelfde range als de oudere PIMM gegevens. De gehalten in de dempinglocaties liggen echter beduidend hoger, de hoogste waarde is gemeten in een mol afkomstig uit een bedrijfsafval demping; deze is ruim vier keer hoger dan de hoogste waarde gemeten in de PIMM studies. In deze PIMM studies was de congener met de hoogste concentratie PCB-138. In de huidige studie was deze congener in de meeste gevallen

ook dominant; in enkele gevallen waren congenere PCB-169, PCB-170 of PCB-180 in hogere concentraties aanwezig.



Figuur 27. Gehalte aan afzonderlijke PCB-congeneren (gemiddelde met standaarddeviatie) in mollen (*Talpa europaea*,  $\mu\text{g/g}$  vet lever): PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153, PCB-170 en PCB-195. Toetsing met behulp van 2-weg ANOVA met post hoc éénzijdige Dunnett's t-test. Significante verschillen ten opzichte van de referentie zijn aangegeven met de p-waarde van de éénzijdige Dunnett's t-test.

Tabel 16. Vergelijk som PCB gehalten in de lever (som 7 PCB's: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) tussen PIMM gegevens en huidige onderzoek; \* omgerekend naar vetgewicht m.b.v. PIMM, 1991.

Gebied	$\mu\text{g/kg}$ versgewicht	$\mu\text{g/kg}$ vetgewicht	Referentie
Krimpenerwaard (n=5)	36	* 1141	PIMM, 1990
Alblasserwaard (n=5)	63	* 1991	PIMM, 1990
Vijfheerenland (n=5)	46	* 1471	PIMM, 1990
de Eilanden (n=?)	59	* 1880	PIMM, 1990
Westland (n=15)	112	3553	PIMM, 1991
Tussengebied (n=5)		2456	PIMM, 1993
Drechtsteden		12145	PIMM, 1993
referentie 2005 (n=5)		2154	deze studie
referentie 2007 (n=4)		6002	deze studie
hoogst gemeten (Bedrijfsafval)		54049	deze studie

## 5.5 Evaluatie monitoringparameters: PCB-accumulatie regenwormen en mol

PCB gehalten in *L. rubellus* en *A. caliginosa* hadden een grote variatie binnen dempingtypen. Gemiddelden liggen hoger dan in de referentiemonsters, tot wel een factor 18 hoger. Door de grote variatie konden de verschillen echter niet altijd statistisch significant worden aangetoond. De verschillen zijn wel ecologisch relevant, zeker gezien de risico's voor doorvergiftiging naar bijvoorbeeld weidevogels. Slotsom is dat de parameter PCB accumulatie de dergelijke grote verhoogde concentraties wel relevant is voor verdere monitoring.

Van de mol zijn de PCB's in de lever gemeten. Het PCB-gehalte is significant hoger in mollen uit bedrijfsafval en shredder dempingen ten opzichte van mollen afkomstig van referentie locaties. Dit is ook aangetoond voor verschillende individuele congenen.

De PCB-gehalten hebben een grote variatie tussen locaties van hetzelfde dempingtype en ook tussen referenties onderling. De aanvullende monitoring in 2007 heeft deze variantie in waarnemingen deels verkleind, wat erin heeft geresulteerd dat sommige verschillen alsnog als significant konden worden aangemerkt.

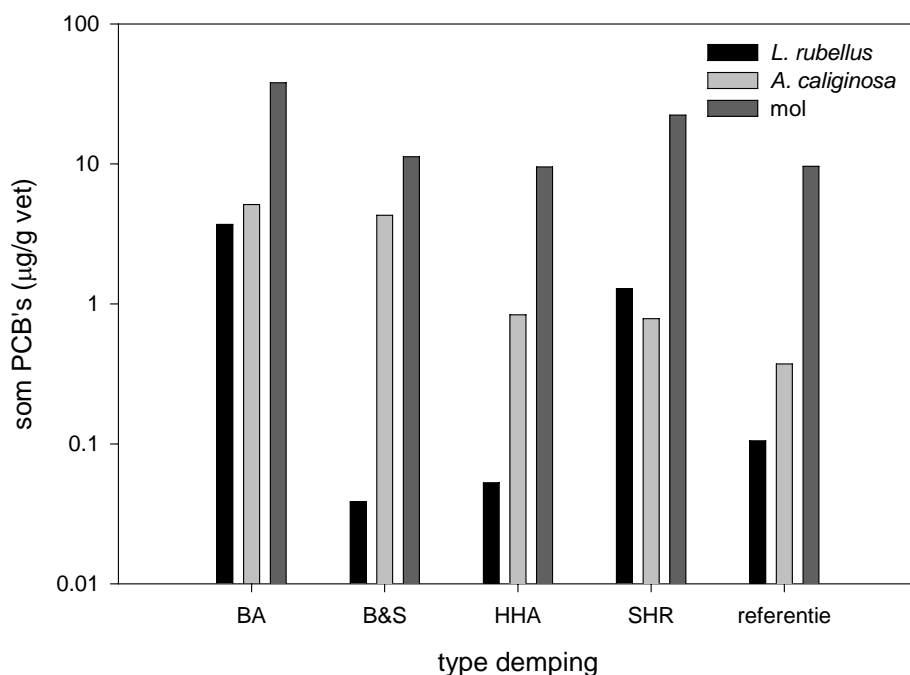
## 5.6 Vergelijking en duiding van PCB gehalten

In de Krimpenerwaard zijn PCB-gehalten gemeten in twee soorten regenwormen en in mollen. In Figuur 28 worden de metingen gerelateerd aan dempingtypen naast elkaar gezet. De patronen tussen de verschillende dempingtypen kunnen zo met elkaar vergeleken worden.

Voor de twee regenwormen liggen de gehalten voor bedrijfsafval, shredder en de referentie in dezelfde orde van grootte. Op bouw- en sloopafval en huishoudelijk afval heeft *A. caliginosa* veel hogere gehalten dan *L. rubellus*. Bij *A. caliginosa* is het gehalte op de dempingen duidelijk verhoogd ten opzichte van de referentie, de hoogste gehalten worden aangetroffen op bedrijfsafval en bouw- en sloopafval. Voor *L. rubellus* en mollen is het gehalte in de referentie vergelijkbaar of zelfs hoger dan op bouw- en sloopafval en huishoudelijk afval. De hoogste gehalten worden hier op bedrijfsafval en shredder gevonden.

De accumulatiefactor tussen de concentratie in regenwormen en mollen is per perceel berekend voor de som PCB's. De factor per perceel loopt uiteen van 3 tot 190 voor *L. rubellus* en van 1,5 tot 54 voor *A. caliginosa*. De accumulatiefactor is daarna gemiddeld per dempingtype (Tabel 17). Omdat de PCB-gehalten in *A. caliginosa* hoger zijn is de accumulatiefactor lager dan voor *L. rubellus*. Voor beide soorten is de factor het hoogst bij bedrijfsafval, en het laagst bij bouw- en sloopafval en shredder.





Figuur 28. Som PCB's per soort gemiddeld per dempingtype. Let op de logaritmische schaal van de y-as.

Voor deze berekening is gebruik gemaakt van de gehalten van de worm op de demping, maar het foerageergebied van mollen omvat meer dan alleen de demping. Interessanter is dan om te kijken naar het verschil ten opzichte van de referentie. Voor *L. rubellus* is de accumulatiefactor in bouw- en sloopafval en shredder lager dan in de referentie, voor *A. caliginosa* is de accumulatiefactor lager voor bouw- en sloopafval, huishoudelijk afval en shredder. De lagere factor wordt vooral door een hoger gehalte in de worm veroorzaakt, wat suggereert dat de mol ook minder verontreinigde wormen tot zich neemt.

Tabel 17. Accumulatiefactor van regenworm naar mol, gemiddelde per dempingtype met standaarddeviatie. Factor berekend per perceel en daarna gemiddeld, behalve voor referentie waar de factor met gemiddelde gehalten is berekend.

Dempingtype	Accumulatiefactor	
	<i>L. rubellus</i>	<i>A. caliginosa</i>
Bedrijfsafval	102 ± 123	33 ± 29
Bouw- en sloopafval	14 ± 15	8 ± 6
Huishoudelijk afval	106	8 ± 9
Shredder	51 ± 34	7 ± 5
Referentie	91	26

### Vergelijk met andere gebieden

Onderzoeksresultaten voor de Krimpenerwaard kunnen worden vergeleken met die voor andere gebieden in Nederland (Tabel 18). Gegevens over mollen worden hier ook vergeleken met gegevens van spitsmuizen (waarvan het dieet ook deels uit regenwormen bestaat). De gehalten bij spitsmuizen in de Gelderse Poort (verontreinigd uiterwaardengebied) liggen tussen de 11 en 16 µg/g vet voor de meest

vervuilde locaties. De gehalten in de Krimpenerwaard van mollen liggen tussen de 9 (HHA) en 31 (BA) µg/g vet. De referentie in de Krimpenerwaard voor de mol is 3,3 µg/g vet terwijl spitsmuizen in een minder verontreinigde locatie in de Gelderse Poort variëren van 0,5 tot 1,9 µg/g vet (Hendriks et al. 1995). In een andere studie waarin ook in de Gelderse Poort werd bemonsterd (van den Brink et al., 2003) werden gehalten in regenwormen (gemengde soorten) gevonden tussen 0,4 en 4,4 µg/g vet. In die studie werd ook een referentielocatie meegenomen in de Achterhoek, waarin de gehalten PCB's rond de 0,1 µg/g vet lagen. In het vet van de steenuil (uit hetzelfde onderzoek) werd tussen 0,8 en 6,2 µg/g vet PCB's gevonden voor de Gelderse Poort en tussen 0,2 en 0,8 µg/g vet PCB's voor de Achterhoek. In de Volgermeer (een stortplaats van chemisch afval) werd ongeveer 9500 ng PCB's/g vet in regenwormen aangetroffen. Deze laatste gehalten zijn als extreem hoog te beschouwen. In de Krimpenerwaard werden dergelijke concentraties op één locatie bedrijfsafval zelfs nog overschreden.

Hoewel de soorten waarin is gemeten niet hetzelfde zijn en ook biologische beschikbaarheid tussen de onderzoeksgebieden sterk kan verschillen (milieu-omstandigheden) zijn de PCB-gehalten in biota in de Krimpenerwaard hoog vergeleken met andere vervuilde gebieden in Nederland, en zijn ook de referenties zeker meer verontreinigd dan in de Achterhoek.

Tabel 18. Vergelijk van in de Krimpenerwaard gevonden som PCB-gehalten (in µg/g vet) met andere gebieden. Gebruikt is de som 7 PCB's, behalve \* = som 20 PCB's.

Gebied	Soort locatie	Soort	∑PCB	Referentie
Krimpenerwaard	gemiddeld gehalte dempingen	mol	4,6 (HHA) - 20,8 (BA)	Dit rapport
Krimpenerwaard	gecombineerde referentie	mol	2,2 (2005) 6,0 (2007)	Dit rapport
Krimpenerwaard	gemiddeld gehalte slootdempingen	regenworm ( <i>L. rubellus</i> )	0,02 (HHA) - 3,3 (BA)	Dit rapport
Krimpenerwaard	gecombineerde referentie	regenworm ( <i>L. rubellus</i> )	0,04	Dit rapport
Sliedrechtse Biesbosch	verontreinigd wilgenbos en droog rietland	regenworm ( <i>L. rubellus</i> )	1,6-1,9	Postma et al., 2001
Oostvaardersplassen	referentie droog rietland	regenworm ( <i>L. rubellus</i> )	4,0	Postma et al., 2001
Volgermeerpolder	stortplaats chemisch afval	regenwormen	9,5	Alterra, ongepubliceerd
Gelderse Poort	verontreinigde locatie	regenwormen (alle soorten samen)	0,4 - 4,4 *	Van den Brink et al., 2003
Gelderse Poort	verontreinigde locatie	regenworm ( <i>L. rubellus</i> )	0,8 - 1,9	Hendriks et al. 1995
Gelderse Poort	verontreinigde locatie	Spitsmuis	3,6 - 5,0	Hendriks et al. 1995
Gelderse Poort	verontreinigde locatie	Steenuil	0,8 - 6,2 *	Van den Brink et al. 2003
Ochten	referentie	regenworm ( <i>L. rubellus</i> )	0,4 - 1,8	Hendriks et al. 1995
Ochten	referentie	Spitsmuis	1,6 - 7,0	Hendriks et al. 1995
Achterhoek	referentie	Steenuil	0,2 - 0,8 *	Van den Brink et al. 2003



## 6 Weidevogels

### 6.1 DR-Calux bioassay met niet-uitgekomen eieren

Weidevogels worden blootgesteld aan contaminanten in slootdempingen vooral via de consumptie van regenwormen. In het Verificatieonderzoek is eerder al gebleken dat contaminanten aantoonbaar zijn in eieren, waarbij risico's voor het broedsucces niet kunnen worden uitgesloten. In het monitoringonderzoek is deze parameter daarom opnieuw opgenomen.

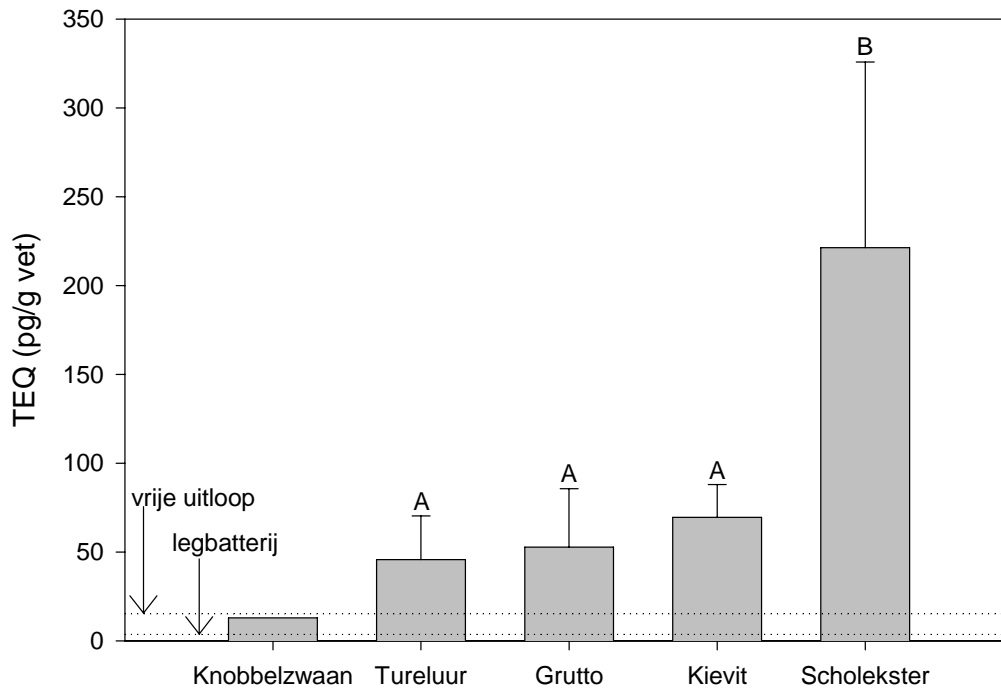
Bij in het veld verzamelde, niet-uitgekomen eieren werd de inductie van enzymactiviteit door contaminanten bepaald in een zgn. DR-Caluxbioassay. Deze bioassay geeft een beeld van de hoeveelheid organische microverontreinigingen, waaronder PAK's, PCB's en dioxinen, in het te testen materiaal. Verspreid over de Krimpenerwaard zijn 50 niet-uitgekomen eieren verzameld, afkomstig uit 40 nesten van vijf vogelsoorten. De eieren zijn bijeen gezocht door vrijwilligers van de Natuur- en Vogelwerkgroep "De Krimpenerwaard" (NVWK) in 2005.

De DR-Calux activiteit is het hoogst in de scholekster, het laagst in de knobbelzwaan, metingen voor tureluur, grutto en kievit liggen hier tussenin (Figuur 29). Het verschil tussen scholekster en de andere soorten is statistisch significant<sup>4</sup>. In vergelijking tot voedselkwaliteitsnormen liggen alle metingen boven de warenwet norm voor kippeneieren uit legbatterijen (3 pg/g), en overschrijden behalve de knobbelzwaan ook allemaal de norm voor vrije uitloopeieren (15 pg/g).

De soortverschillen in DR-Calux activiteit kunnen worden verklaard door voedselkeuze en blootstellingsduur (periode aanwezigheid). De knobbelzwaan is een grazer van gras en waterplanten, terwijl de steltlopers voornamelijk regenwormen en ander dierlijk voedsel eten en zo meer blootgesteld worden. De hogere score van de scholekster valt toe te schrijven aan langduriger aanwezigheid in broedterritorium, ongeveer vanaf februari (Beintema et al. 1995). Voorts verblijft de scholekster het gehele jaar in Nederland, terwijl de andere steltlopers in de winter wegtrekken naar mediterrane gebieden; deze migratie leidt tot verbruik van vetreserves en metabolisatie en uitscheiding van PCB's.

---

<sup>4</sup> Eieren werden afzonderlijk geanalyseerd; resultaten voor eieren uit eenzelfde nest werden gemiddeld. DR-Calux resultaten werden per soort vergeleken met behulp van ANOVA (op  $\log(x+1)$  getransformeerde data), gevolgd door een Tukey test. Omdat de knobbelzwaan slechts met 1 nest (met 2 eieren) is vertegenwoordigd, werd deze niet meegenomen in de statistische analyse. In vijf eieren werd een vrijwel volgroeid kuiken aangetroffen. Deze zijn wel geanalyseerd, maar omdat uit het Verificatieonderzoek is gebleken dat kuikens een hogere en meer gevarieerde respons laten zien, zijn betreffende waarden uit de statistische analyse weggelaten.



Figuur 29. DR-Calux activiteit (gemiddelde met standaarddeviatie) in eidooier per soort, uitgedrukt in dioxine equivalenten (TEQ). L letters geven homogene groepen aan (ANOVA  $p < 0.01$ , gevolgd door Tukey test). Stippellijnen geven voedselkwaliteitsnormen aan voor kippeneieren uit legbatterij (3 pg/g) en vrije uitloop (15 pg/g).

In het Verificatieonderzoek werd niet DR-Calux gebruikt, maar de vergelijkbare EROD-bioassay. In Tabel 19 worden de DR-Calux activiteiten in alle beschikbare eieren uitgesplitst naar soort en matrix en vergeleken met de EROD resultaten uit het Verificatieonderzoek. Voor de grutto is er geen verschil tussen activiteit in dooier en in kuiken. Van de kievitseieren bleek één ei een kuiken te bevatten, de Calux-activiteit gemeten in dit kuiken was veel hoger dan de gemiddelde activiteit in de dooiers. Als de totaal gemiddelden worden beschouwd, is de DR-Calux activiteit in kuikens hoger dan in dooiers, met een grotere variatie. Dit komt overeen met de resultaten uit het Verificatieonderzoek. De DR-Calux activiteiten liggen wel lager dan de EROD activiteiten. In het Verificatieonderzoek werd geconcludeerd dat de EROD activiteiten in de Krimpenerwaard vergelijkbaar of iets hoger zijn dan visetende kustvogels. Voor de nu vastgestelde DR-Calux waarden is geen vergelijk gevonden in de literatuur. Aangezien de DR-Calux activiteiten lager liggen dan de EROD activiteiten, wordt dezelfde conclusie aangehouden.

Tabel 19. Gemiddelde DR-Calux activiteit (TEQ in pg/g)  $\pm 1$  SD in dooier monsters, kuiken monsters en alle monsters, per vogelsoort en voor alle soorten; vergeleken met EROD activiteit in Verificatie (VE) onderzoek.

Soort	Matrix		
	Dooier	Kuiken	Totaal
Grutto	50 $\pm$ 32	49 $\pm$ 32	50 $\pm$ 31
Kievit	74 $\pm$ 20	347	88 $\pm$ 66
Tureluur	46 $\pm$ 25		46 $\pm$ 25
Totaal DR-Calux	61 $\pm$ 28	108 $\pm$ 136	67 $\pm$ 52
Totaal EROD VE	195 $\pm$ 62	365 $\pm$ 144	301 $\pm$ 145

## 6.2 Relatie DR-Calux met slootdempingen

Er is onderzocht in hoeverre de verstoring van enzymactiviteit in weidevogeleieren is gerelateerd aan slootdempingen in de omgeving van het nest. Daartoe is voor elk nest aan de hand van de vindplaatscoördinaten in de database van SBK nagezocht of er zich dempingen in de nabijheid van het nest bevinden en welk type dempingmateriaal het betreft. Over de exacte omvang van broedterritoria zijn weinig gegevens bekend. In deze studie is dezelfde benadering gekozen als in het Verificatieonderzoek Ecologie, te weten een territorium met een straal van 300 m. rond het nest van elke vogelsoort. Van alle slootdempingen in de omgeving is het oppervlak binnen het territorium berekend, en is de gemiddelde afstand van het nest tot de demping vastgesteld<sup>5</sup>. Op basis van deze grootheden kan naar evenredigheid een schatting worden gemaakt van de lokale blootstelling voorafgaand aan de eileg<sup>6</sup>.

### **Berekening blootstelling**

Per nest werd de blootstelling berekend waarbij elk dempingoppervlak binnen het broedterritorium werd gewogen volgens de afstand tot het nest, gelijk aan de methode in het Verificatieonderzoek:

D1 = exponentieel gewogen afstand (dempingen dichtbij tellen extra zwaar mee t.o.v. dempingen veraf):

$$D1 = \text{blootstelling} = \sum \left[ \frac{300 - \text{afs} \tan d}{300} * \frac{\text{oppervlak}}{\sqrt{\text{afs} \tan d}} \right]$$

D2 = lineair gewogen afstand (dempingen dichtbij tellen zwaarder mee t.o.v. dempingen veraf):

$$D2 = \text{blootstelling} = \sum \text{oppervlak} * (300 - \text{afs} \tan d) / 300$$

<sup>5</sup> Handmatig, op basis van kaartmateriaal en locatiegegevens ter beschikking gesteld door de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard.

<sup>6</sup> Van tenminste één van de eieren in het legsel mag worden aangenomen dat deze is gevormd uit reserves die binnen het territorium zijn opgebouwd; voor tenminste twee eieren geldt dat deze zijn te herleiden tot opvetten langs de Hollandse IJssel direct na terugkomst uit Afrika. Dit laatste verklaart de hoge blootstelling die wordt gevonden bij ver van dempingen verwijderde nesten.

In een eerste analyse zijn alle dempingen in het broedterritorium bij elkaar opgeteld. Hieruit komt geen duidelijk verband naar voren tussen blootstelling en enzymactiviteit (Figuur 30). Van slechts tweederde van geïdentificeerde dempingen blijkt het dempingmateriaal bekend. Dit compliceert de interpretatie van de blootstelling. De bekende dempingen zijn in de systematiek van SBK ingedeeld in 3 categorieën:

- DIII onverdacht dempingmateriaal;
- BII verdacht dempingmateriaal met voldoende dikke (>40 cm) afdeklaag van schone grond;
- AI verdacht dempingmateriaal met onvoldoende dikke (<40 cm) afdeklaag of met verdachte bijmenging.

Daarnaast worden er verschillende dempingtypen onderscheiden, zoals bouw en sloop, bedrijfsafval, bagger, huishoudelijk afval, shredder, en grond.

In een tweede analyse zijn alleen de AI dempingen bij elkaar opgeteld (Figuur 31). Ook uit deze analyse komt geen significant verband tussen DR-Calux en blootstelling naar voren.

### ***Type dempingmateriaal***

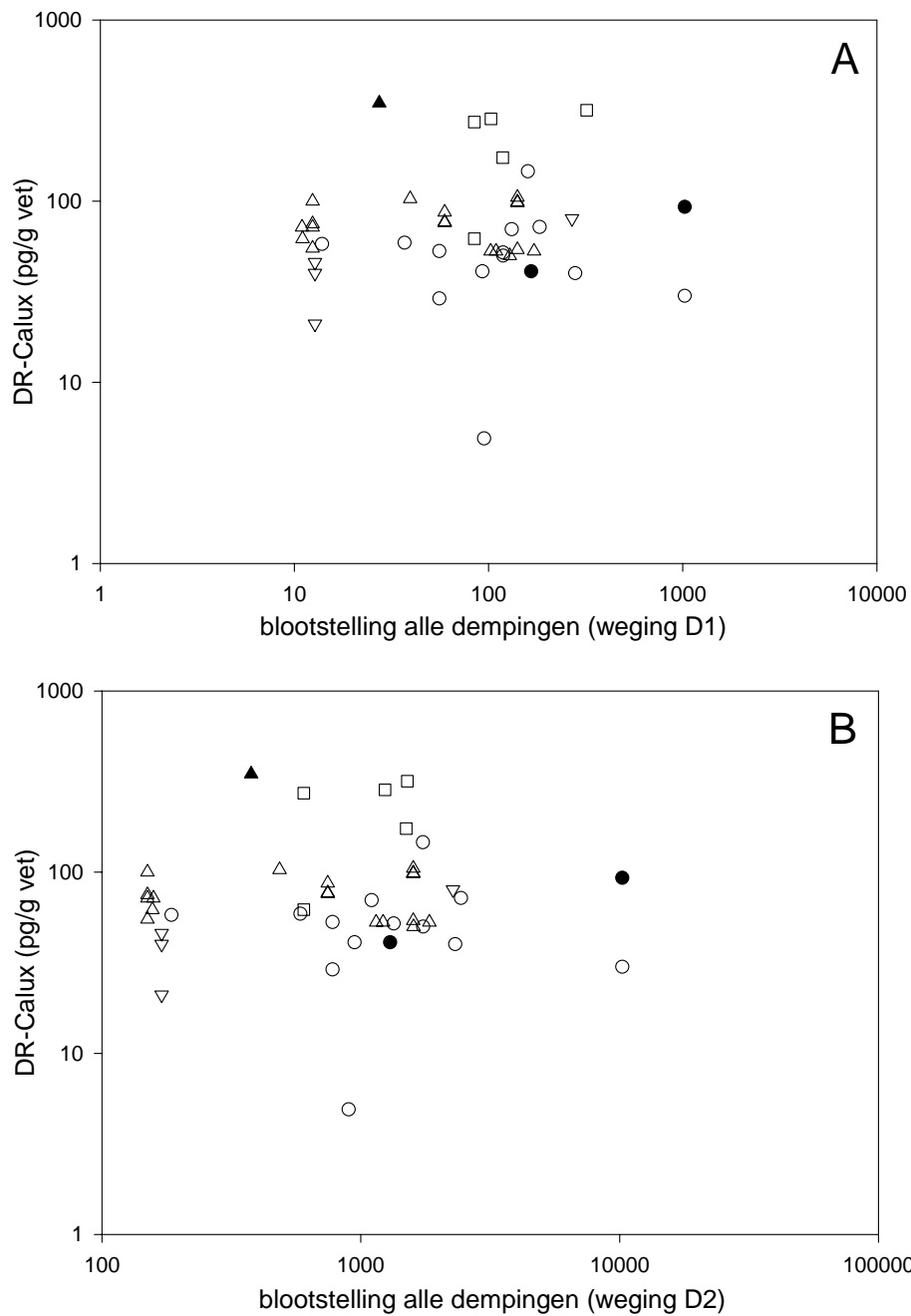
Vervolgens is specifiek per type dempingmateriaal uitgezocht of enzymactiviteit is gerelateerd aan de blootstelling<sup>7</sup>. Uit deze analyse blijkt dat de respons is verhoogd in de nabijheid van bagger-dempingen (Tabel 20, Figuur 32). Daarentegen is bij bouw & sloopafval juist een verlaagde enzymactiviteit gevonden.

Het percentage verklaarde variantie bij de significante regressies in deze analyse is relatief hoog gezien het feit dat het om veldonderzoek gaat.

*Tabel 20. DR-Calux activiteit in niet-uitgekomen eieren van Tureluur, Grutto en Kievit, met behulp van lineaire regressie gerelateerd aan blootstelling aan verschillende dempingen in het broedterritorium. Blootstelling werd berekend met verschillende wegen van de kortste afstand tussen nest en demping. De  $\beta$ -waarden geven de hellingshoek van de relatie weer, waarbij positieve waarden duiden op een positief verband, en negatieve waarden op een negatief verband. De  $R^2_{adj}$  geeft de variatie die door de regressie wordt verklaard (als percentage weergegeven). N.B. Shredder dempingen zijn slechts in één broedterritorium aangetroffen, zodat voor deze categorie geen regressie kon worden berekend.*

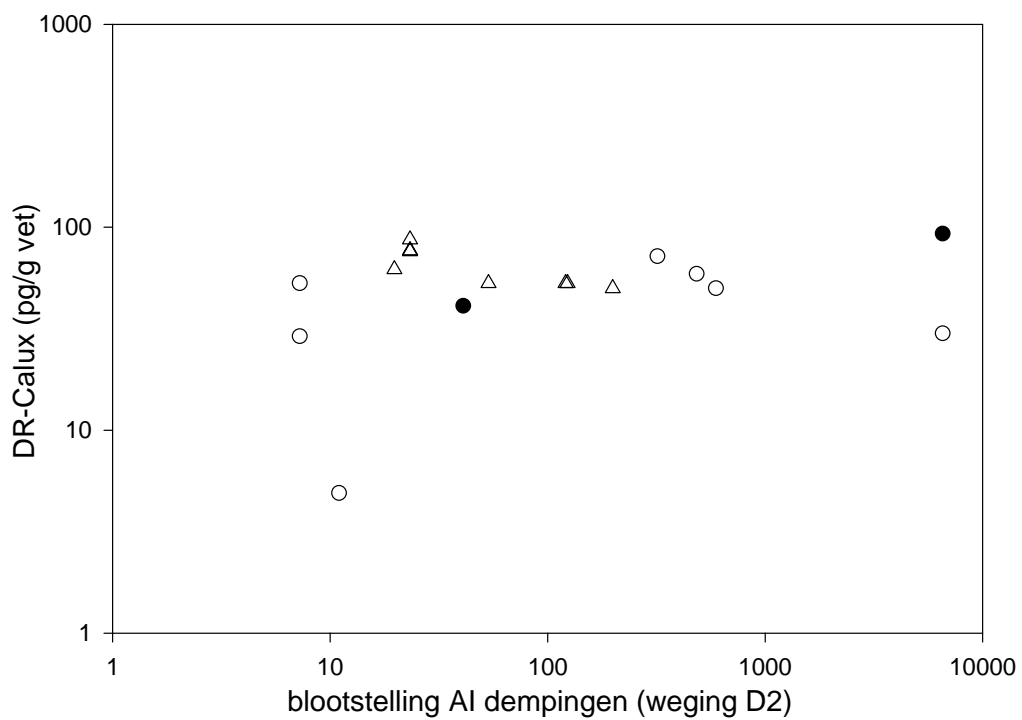
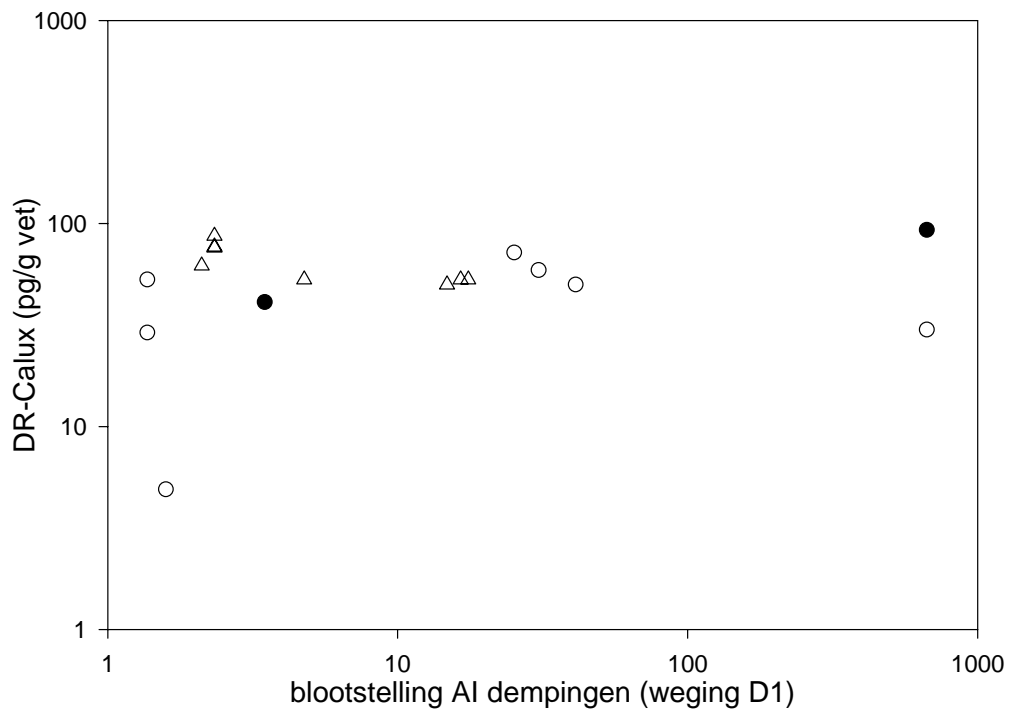
Demping	Weging D1		Weging D2	
	$\beta$	100*R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	$\beta$	100*R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>
Alle (n=35)	-0,016	-2,92	-0,001	-3,00
AI (n=15)	0,024	-7,29	0,044	-6,13
Bagger (n=20)	<b>0,276 **</b>	<b>18,0</b>	<b>0,238 **</b>	<b>27,5</b>
Bouw & sloop (n=19)	<b>-0,237 **</b>	<b>24,2</b>	<b>-0,200 **</b>	<b>20,1</b>
Bedrijfsafval (n=11)	-0,041	-9,36	-0,043	-9,25
Huishoudelijk afval (n=11)	-0,026	-10,3	-0,013	-10,9
Grond (n=13)	0,039	-6,43	0,032	-6,17
Geregistreerd als "onbekend" (n=30)	0,048	1,57	0,036	-0,00

<sup>7</sup> Met behulp van lineaire regressie (berekend in SPSS 12.0), op basis van log(x+1) getransformeerde getallen. Data voor kuikens werden niet meegenomen, noch data voor Scholekster.

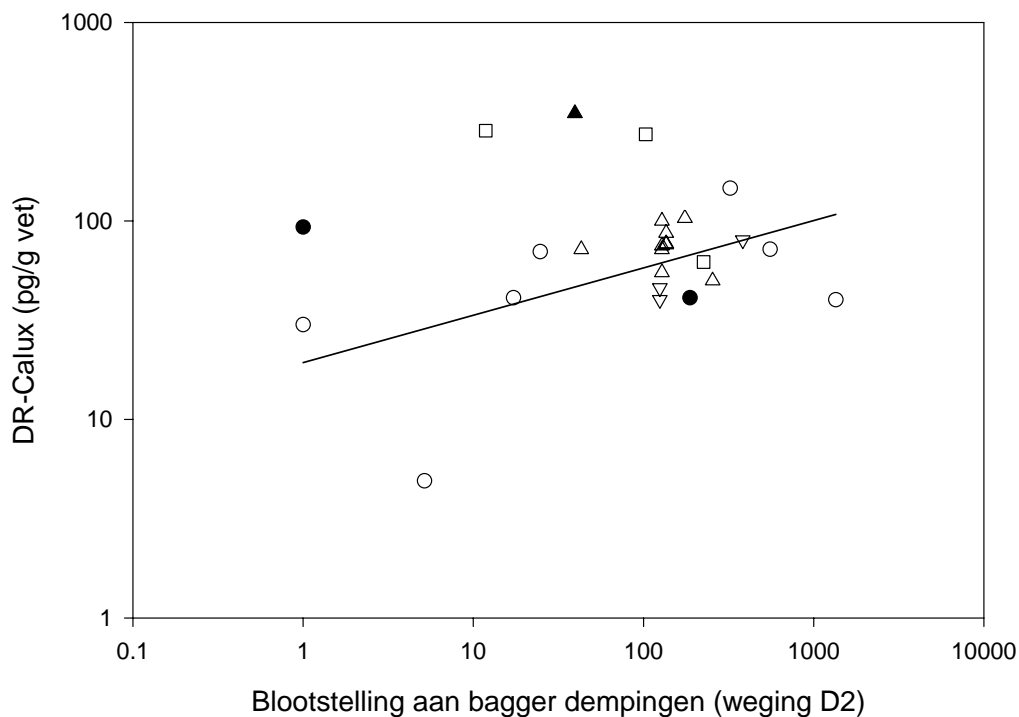


Figuur 30. Inductie van enzymactiviteit (DR-Calux) in niet-uitgekomen eieren uitgezet tegen de blootstelling aan slootdempingen in broedterritorium. Blootstelling werd geschat volgens twee rekenmethoden waarbij de afstand tot het nest werd gevogen: D1 exponentieel afnemend (paneel A) en D2 lineair afnemend (paneel B). Grutto is aangeduid met cirkels, Kievit met driehoeken met punt omhoog, Scholekster met vierkanten en Tureluur met driehoeken met punt naar beneden; open symbolen voor doeiers, en dichte symbolen voor kuikens.





Figuur 31. Inductie van enzymactiviteit (DR-Calux) in niet-uitgekomen eieren, uitgezet tegen het totaal oppervlak van categorie AI dempingen. Weging en symbolen als in Figuur 30.



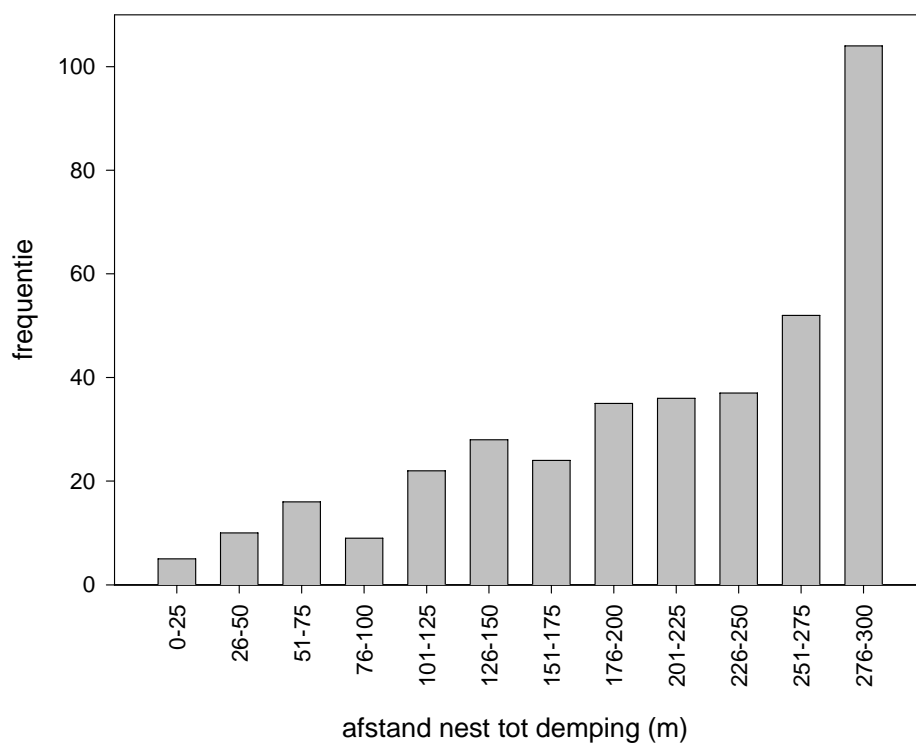
**Blootstelling aan bagger dempingen (weging D2)**  
 Figuur 32. Inductie van DR-Calux enzymactiviteit in niet-uitgekomen eieren uitgezet tegen het totaal oppervlak van bagger dempingen. Weging volgens D2, symbolen als in Figuur 30. Weergegeven is de lineaire regressielijn zoals berekend in Tabel 20 (zonder Scholekster en zonder kuikens).

Verder is het gezamenlijk effect van de verschillende typen dempingen bepaald<sup>8</sup>. Uit deze statistische analyse komt naar voren dat er over het totaal van de metingen bezien DR-Calux activiteit in de eieren wel is gerelateerd aan de blootstelling aan specifieke dempingen. Een inductie van enzymactiviteit in de eieren is het meest gerelateerd aan de aanwezigheid van bagger-dempingen in het territorium.

Bij de interpretatie van deze resultaten moet rekening gehouden worden met het gegeven dat dit observationeel veldonderzoek is. Het is ethisch bezwaarlijk om gericht op bepaalde dempingtypen en locaties eieren te rapen teneinde voldoende gegevens te verzamelen. Daarom zijn nu alleen verlaten, niet-uitgekomen eieren gebruikt, waarbij het onderzoek afhankelijk is van wat er toevalligerwijs wordt gevonden. De nesten lagen in de meeste gevallen behoorlijk ver van een demping verwijderd, in de helft van de gevonden eieren meer dan 230 m (Figuur 32). Door de toegepaste weging tellen deze verliggende dempingen niet zwaar mee. Ook beslaat de oppervlakte van de dempingen binnen het territorium (range 100-9.000 m<sup>2</sup>, met uitschieter van 23.700 m<sup>2</sup>) slechts een klein deel van het broedterritorium (282.743 m<sup>2</sup>).

<sup>8</sup> Berekend met multipale regressieanalyse. Het model waarmee de meeste variatie kan worden verklaard heeft als verklarende variabelen het oppervlak aan bagger dempingen en het oppervlak aan onbekende dempingen (oppervlak gewogen met weegmethode D2):

$$\log\_Calux = 1,508 + 0,096 \cdot \log\_onbekend + 0,075 \cdot \log\_bagger \quad (R^2_{adj} = 18,7 \%)$$



Figuur 32. Frequentiediagram van afstand nest tot demping.

### **Vergelijking met onderzoek bagger-dempingen**

Enkele jaren terug zijn 30 bagger-dempingen onderzocht door het bureau AT-Milieadvies op de aanwezigheid van metalen, PAK's, EOX (extraheerbare gehalogeneerde koolwaterstoffen) en minerale olie in de 30-cm toplaag van de bodem (Van Beek, 2005). Van deze dertig locaties lag er toevalligerwijze één locatie binnen het territorium rond een weidevogelnest uit ons onderzoek. Het gaat hier om demping 38cn02348 (code JT25) en een kievitseï. De gemeten Calux-waarde in dit ei was 102 pg/g vet, wat in onze meetreeks een bovengemiddeld hoge waarde is. Het nest lag op 270 m afstand van de demping. De grondanalyses van deze baggerdemping lieten echter geen hoge waarden zien van de EOX, minerale olie of PAK's in vergelijking tot de hele meetreeks.

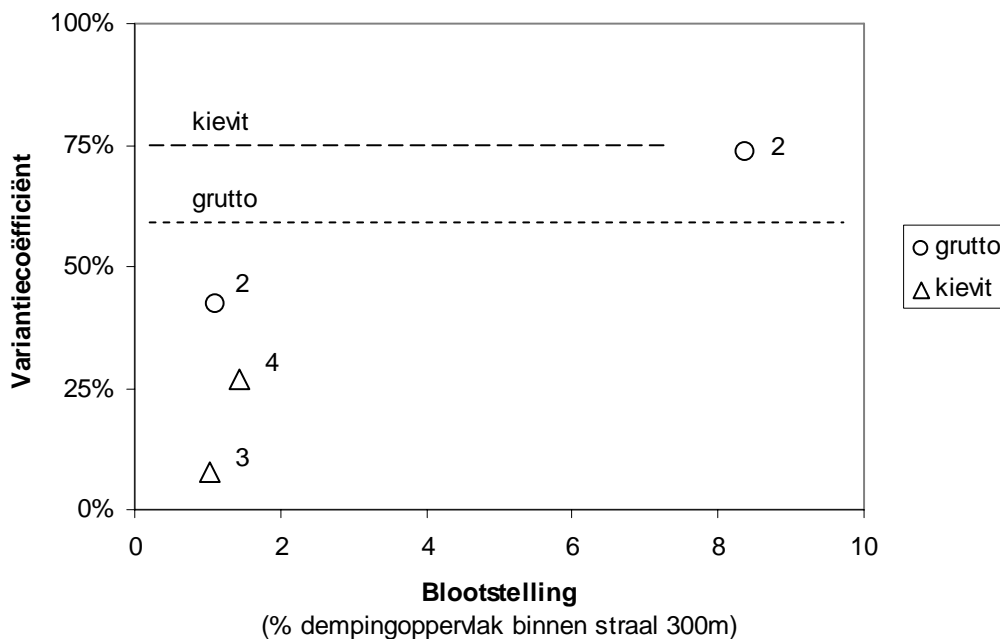
Een conclusie op basis van deze ene observatie valt eigenlijk niet te trekken. De Calux-waarde in het kievitseï was behoorlijk hoog, maar lijkt nauwelijks met de verontreiniging in de baggerdemping samen te hangen vanwege de grote afstand en de relatief lage gehalten in de grond. Het kan zijn dat de kievit selectief veel heeft gefoerageerd op de demping omdat dit een aantrekkelijke plek zou zijn geweest. In ons blootstellingsmodel wordt geen rekening gehouden met eventuele voorkeuren van de broedvogel in terreingebruik omdat we het terrein van het territorium niet kennen. Zonder een dergelijke *ad hoc* verklaring lijkt er in deze situatie weinig verband tussen baggerdemping en enzymactiviteit in het ei, maar dit zegt weinig over het al dan niet bestaan van een relatie in groter verband.

Teneinde met enige zekerheid vast te stellen of de geconstateerde correlatie tussen enzyminductie in weidevogeleieren en de nabijheid van baggerdempingen

daadwerkelijk een causaal karakter heeft, moet er chemisch analytisch onderzoek plaatsvinden aan de locaties in de nabijheid van de nesten uit dit onderzoek.

### 6.3 Evaluatie monitoringparameters: weidevogeleieren

Uit de meetgegevens komt een beperkt verband naar voren tussen blootstelling (bagger-dempingen en dempingen met onbekend materiaal) en verhoogde enzymactiviteit in het ei. Het effect blijkt ook significant groter bij Scholekster dan bij Kievit, Tureluur en Grutto. Ook blijkt uit de gegevens voor de grutto dat de variatie tussen eieren van eenzelfde nest net zo groot is als de variatie tussen nesten, bij kievit was dit lager (Figuur 33). De waarnemingen voor grutto lijken te suggereren dat de variabiliteit binnen een nest toeneemt met de blootstelling. Voor alle vogelsoorten geldt dat de DR-Calux activiteit de voedselkwaliteitseisen voor kippeneieren overschrijdt. Vanuit het oogpunt van doorvergiftiging in de voedselketen is de DR-Calux activiteit een geschikte parameter voor monitoring, die ecologische relevante resultaten geeft. De metingen geven direct inzicht in de risico's voor concrete natuurdoelstellingen.



Figuur 33. Variabiliteit in Calux-enzyminductie (als variantiecoëfficiënt) tussen eieren binnen eenzelfde nest in relatie tot blootstelling aan dempingmateriaal. De getallen bij de symbolen geven het aantal niet-uitgekomen eieren in een nest waarop de waarneming is gebaseerd. De stippellijnen geven de soortspecifieke gemiddelde variantiecoëfficiënt voor alle eieren.



## 7 Synthese

De in dit rapport beschreven activiteiten hebben betrekking op het vastleggen van de uitgangssituatie op specifieke locaties vóór uitvoering van de saneringsmaatregel. Hiertoe zijn per categorie dempingmateriaal meerdere locaties onderzocht. Om in de toekomst de effectiviteit van de afdekking met een schone bovenlaag goed te kunnen beoordelen, is het belangrijk dat de uitgangssituatie goed beschreven is. Hierbij zijn de volgende aspecten belangrijk:

- In de uitgangssituatie moeten verschillen tussen demping en referentie aantoonbaar zijn;
- Is er sprake van statistisch significante verschillen bij alle toegepaste onderzoeksparameters?
- Zo niet, ook niet na aanvullende onderzoeksinspanning, zijn de geselecteerde parameters dan onvoldoende gevoelig?

Aan de hand van deze aspecten worden de resultaten van de monitoring bediscussieerd.

### 7.1 Veldinventarisatie regenwormen

Er werden gemiddeld vijf tot zeven soorten regenwormen aangetroffen, waarvan 3 soorten dominant: *L. rubellus*, *A. caliginosa* en *A. chlorotica*. De samenstelling van de regenwormgemeenschap werd niet beïnvloed door het type dempingmateriaal, en ook over het algemeen genomen vertoonden dempingen geen afwijkingen van de referentie. De populatieopbouw van de drie dominante soorten was bij bepaalde dempingstypen wel afwijkend van de referentie.

- *Lumbricus* groep (voornamelijk *L. rubellus*): significant verschil in aandeel subadulten bij shredder en bij huishoudelijk afval. Op shredder dempingen was er een groter aandeel subadulten dan in de referentie, daarentegen was bij huishoudelijk afval dempingen een kleiner aandeel subadulten.
- *Aporrectodea* groep (voornamelijk *A. caliginosa*): significant verschil in het aandeel adulten bij huishoudelijk afval, met een groter aandeel adulten op de demping.
- *Allolobophora* groep (voornamelijk *A. chlorotica*): significant verschil in het aandeel adulten voor huishoudelijk afval en voor bouw- en sloopafval, met voor beide dempingstypen een groter aandeel adulten in de demping dan in de referentie.

#### ***Evaluatie veldinventarisatie***

De soortverscheidenheid van regenwormen op dempingen is normaal voor de Krimpenerwaard, maar de leeftijdsopbouw blijkt bij verschillende categorieën dempingmateriaal af te wijken van de referentie. Deze afwijkingen kunnen het gevolg zijn van effecten op individuele groei of reproductie, die relevant zijn om te monitoren. De veldinventarisatie is daarmee een goede benadering om effecten van slootdempingen te monitoren.

## 7.2 Bioaccumulatie regenwormen en mollen

De opname van verontreinigingen door regenwormen is meestal verhoogd op de slootdempingen; bij mollen zijn alleen voor PCB's verhogingen gevonden, voor metalen is deze beperkt. Tabel 21 geeft een overzicht van de uitkomsten: per categorie is voor elke monitoringparameter aangegeven met welke factor dempingen gemiddeld verschillen van de referentie en of het verschil significant is. Hierbij moet opgemerkt worden dat de opzet van de monitoring erop gericht was om verschillen vanaf factor 2 te kunnen aantonen.

Voor zware metalen zijn voor alle dempingtypen behalve huishoudelijk afval voor twee of meer parameters significante afwijkingen met de referentie aangetoond. Voor PCB's is voor de dempingtypen shredder en bedrijfsafval een significante afwijking met de referentie aangetoond voor één of twee parameters. De categorie shredder geeft de meeste significante verschillen, bij de categorie huishoudelijk afval waren de minste verschillen significant.

### ***Evaluatie regenwormen***

Bij regenwormen is de accumulatie van metalen in beide soorten, *A. caliginosa* en *L. rubellus*, redelijk vergelijkbaar. De verschillen zijn vaker significant bij *L. rubellus* dan bij *A. caliginosa*. Voor elke categorie demping zijn één of meerdere metalen significant verhoogd in *L. rubellus* of *A. caliginosa*. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de parameter bioaccumulatie van metalen voor beide soorten een geschikte parameter is voor monitoring.

De gemeten PCB gehalten in *L. rubellus* en *A. caliginosa* hadden een grote variatie binnen dempingtypen. Gemiddelden in dempingen liggen hoger dan in de referentiemonsters, soms wel tot een factor 18 hoger. Voor *L. rubellus* afkomstig uit de dempingtypen shredder (soms PCB's en enkele individuele PCB-congeneren) en bedrijfsafval (individuele congenen) waren de verschillen met de referentie significant. Voor *A. caliginosa* afkomstig uit bedrijfsafval was er slechts voor één PCB congener een significante verhoging. Door de grote variatie konden de overige grote verschillen niet statistisch significant worden aangetoond. De verschillen zijn wel ecologisch relevant, gezien de risico's op doorvergiftiging naar bijvoorbeeld weidevogels of mollen. Per slotsom is de parameter PCB accumulatie in regenwormen relevant voor verdere monitoring.

### ***Evaluatie mollen***

Bij mollen is een significante bioaccumulatie aangetoond voor PCB's voor mollen afkomstig uit bedrijfsafval en shredder dempingen. Voor metalen is alleen voor koper een significante verhoging ten opzichte van de referentie aangetoond voor mollen afkomstig uit shredder dempingen. De metaalgehalten in mollen op dempinglocaties zijn minder dan een factor twee hoger ten opzichte van referentielocaties.

Ten aanzien van de bruikbaarheid van accumulatie in de mol in monitoring kan het volgende worden gesteld. Accumulatie van metalen lijkt beperkt (minder dan een

factor 2 ten opzichte van referentiemollen) en is wellicht geen zinvolle uitbreiding t.o.v. accumulatie van metalen in regenwormen. Accumulatie van PCB's is wel hoog, en statistisch significant voor bedrijfsafval en shredder dempingen. Het is daarmee een ecologisch relevante parameter. Voor beide parameters geldt dat de mol een relatief lagere blootstelling heeft dan regenwormen doordat het dier gebruik maakt van het gehele weiland. Het is daardoor een meer realistische parameter (minder 'worst case') dan accumulatie in wormen.

De mol is gekozen als monitoringparameter om risico's van doorvergiftiging in de voedselketen te kunnen beoordelen, en vanwege vergelijk met eerdere PIMM-studies. Ook in dat perspectief is het een waardevolle monitoringparameter.

Tabel 21. *Overzicht van resultaten bioaccumulatie per categorie en per parameter. Significante verschillen zijn vetgedrukt, <sup>a</sup> = uitkomst gepaarde t-toets en <sup>b</sup> = uitkomst ANOVA met Dunnett's t-test.*

Categorie	Parameter	Factor	Verschil significant?	Aantal waarnemingen in demping	
Bedrijfsafval	<b>mol</b>	Cd	1.1	nee	7
		Pb	1.0	nee	7
		Zn	1.1	nee	7
		<b>som PCB's</b>	4.0	<b>ja<sup>b</sup></b>	<b>10</b>
	<b>A cal</b>	Cd	0.9	nee	11
		<b>Pb</b>	2.3	<b>ja<sup>a</sup></b>	<b>11</b>
		Zn	1.0	nee	11
		som PCB's	13.7	nee	5
		leeftijdsopbouw		nee	5
	<b>L rub</b>	Cd	1.3	nee	7
		<b>Pb</b>	<b>3.0</b>	<b>ja<sup>ab</sup></b>	<b>7</b>
		Zn	1.2	nee	7
		som PCB's	35.1	nee	5
		leeftijdsopbouw		0.20	5
<b>A chlor</b>	leeftijdsopbouw		1.00	5	
Bouw- en sloopafval	<b>mol</b>	Cd	1.2	nee	6
		Pb	0.7	nee	6
		Zn	0.9	nee	6
		som PCB's	1.2	nee	14
	<b>A cal</b>	Cd	2.0	nee	7
		<b>Pb</b>	<b>2.6</b>	<b>ja<sup>a</sup></b>	<b>7</b>
		Zn	1.4	nee	7
		som PCB's	11.5	nee	6
		leeftijdsopbouw		nee	8
	<b>L rub</b>	Cd	0.7	nee	6
		<b>Pb</b>	<b>1.7</b>	<b>ja<sup>a</sup></b>	<b>6</b>
		Zn	1.1	nee	6
		som PCB's	0.4	nee	5
		leeftijdsopbouw	0.36	nee	8
<b>A chlor</b>	leeftijdsopbouw		<b>ja</b>	<b>8</b>	
Huishoudelijk afval	<b>mol</b>	Cd	1.6	nee	6
		Pb	1.3	nee	6
		Zn	1.0	nee	6
		som PCB's	1.0	nee	6



Categorie	Parameter	Factor	Vershil significant <sup>2</sup>	Aantal waarnemingen in demping	
	<b>A cal</b>	<b>Cd</b>	<b>0.6</b>	<b>ja<sup>a</sup></b>	<b>7</b>
		Pb	1.7	nee	7
		Zn	1.0	nee	7
		som PCB's	2.2	nee	4
		<b>leeftijdsopbouw</b>		<b>ja</b>	<b>8</b>
	<b>L rub</b>	Cd	0.8	nee	5
		Pb	2.7	nee	5
		Zn	0.9	nee	5
		som PCB's	0.5	nee	2
		<b>leeftijdsopbouw</b>		<b>ja</b>	<b>8</b>
<b>A chlor</b>	<b>leeftijdsopbouw</b>		<b>ja</b>	<b>8</b>	
Shredder	<b>mol</b>	Cd	0.7	nee	6
		Pb	1.0	nee	6
		Zn	0.9	nee	6
		<b>Cu</b>	<b>1.1</b>	<b>ja<sup>b</sup></b>	<b>6</b>
		<b>som PCB's</b>	<b>2.3</b>	<b>ja<sup>b</sup></b>	<b>10</b>
	<b>A cal</b>	Cd	1.3	nee	3
		<b>Pb</b>	<b>3.3</b>	<b>ja<sup>ab</sup></b>	<b>3</b>
		Zn	1.4	nee	3
		som PCB's	2.1	nee	2
		<b>leeftijdsopbouw</b>		nee	4
	<b>L rub</b>	<b>Cd</b>	<b>2.4</b>	<b>ja<sup>ab</sup></b>	<b>5</b>
		<b>Pb</b>	<b>5.9</b>	<b>ja<sup>ab</sup></b>	<b>5</b>
		<b>Zn</b>	<b>1.6</b>	<b>ja<sup>b</sup></b>	<b>5</b>
		<b>som PCB's</b>	<b>12.2</b>	<b>ja<sup>b</sup></b>	<b>4</b>
		<b>leeftijdsopbouw</b>		<b>ja</b>	<b>5</b>
A chlor	leeftijdsopbouw		nee	4	

### 7.3 Enzyminductie weidevogeleieren

Uit de meetgegevens komt een beperkt verband naar voren tussen DR-Calux activiteit in het ei en blootstelling aan bagger-dempingen en dempingen met onbekend materiaal. Uit de gegevens blijkt ook dat Scholeksters een significant hogere DR-Calux activiteit hebben dan Kievit, Tureluur en Grutto. Een verklaring hiervoor kan zijn dat de Scholekster langer in het gebied verblijft voordat eieren gelegd worden dan de andere soorten. Ook blijkt uit de gegevens dat de variatie binnen een nest in de zelfde orde van grootte is als de variatie tussen nesten. Dit betekent dat vetreserves van het wijfje (met de daarin vastgelegde PCB's) niet homogeen over het legsel worden verdeeld, maar dat de laatst aangelegde vetreserves (i.e. op de broedlocatie zelf) in het (waarschijnlijk) eerste ei worden gestopt, terwijl later gelegde eieren representatief zijn voor eerder bezocht foerageergebied<sup>9</sup>. Voor alle soorten geldt dat de DR-Calux activiteit de Warenwet-norm voor eieren van kippen met vrije uitloop zowel als die voor eieren van leghennen overschrijdt.

<sup>9</sup> In geval van de Grutto zou dat gaan om de uiterwaarden bij de Hollandse IJssel.

### ***Evaluatie DR-Calux bioassay***

De DR-Calux activiteit in weidevegeleieren kan in beperkte mate worden gerelateerd aan blootstelling aan bodemverontreiniging in slootdempingen. Voor PIMM-doelstellingen is het daarom een goede gebiedsgerichte parameter voor het bovengrondse voedselweb. Voor de beoordeling van de SBK maatregel, het afdekken van dempingen met schone grond, is de geschiktheid beperkt vanwege de onwenselijkheid om locatiegericht eieren te rapen. De methode is wel bruikbaar om een categoriegewijs oordeel te vormen over de verschillende dempingmaterialen, al is de interpretatie voor veel vindplaatsen beperkt door het veelvuldig onbepaalde karakter van het dempingmateriaal. Men kan overwegen om alleen eieren aan de bioassay te onderwerpen waarvoor de blootstelling volledig is te kwalificeren, dan wel om achteraf het dempingmateriaal nabij de betreffende vindplaatsen alsnog te determineren, zodat de interpretatiekracht van de bioassay voor de verschillende categorieën dempingmateriaal toeneemt. Ook zou een geschikte mogelijkheid zijn om te observeren of weidevogels (vooral Grutto en Kievit) willen nestelen op nieuw afgedekte locaties, hoewel de kans dat niet-uitgekomen eieren zullen worden gevonden waarschijnlijk klein is.

## **7.4 Conclusies en aanbevelingen**

### ***T0 succesvol***

De in dit rapport beschreven activiteiten hebben de uitgangssituatie op specifieke locaties vóór uitvoering van de saneringsmaatregel vastgelegd. Om de effectiviteit van de saneringsmaatregel achteraf te kunnen beoordelen is het gewenst dat vooraf (in de nulsituatie) negatieve effecten van een slootdemping aantoonbaar zijn.

Op basis van metingen in 2005 blijken grote verschillen te kunnen bestaan in bodemkwaliteit op dempingen en in referentie locaties. De variatie tussen locaties binnen een zelfde dempingtype is echter eveneens zeer groot gebleken. Afwijkingen ten opzichte van de referentie zijn daardoor maar moeilijk significant aantoonbaar. Door het nemen van aanvullende monsters in 2007 werd dit probleem verkleind, zodat nu voor alle dempingtypen voor ten minste één monitoringparameter een significant verschil met de referentie kan worden aangetoond (zie Tabel 21). De aanvullende monitoring heeft daarmee voldaan aan de doelstelling, en de monitoring van de uitgangssituatie als geheel kan naar tevredenheid worden afgerond voor de onderzochte categorieën dempingmateriaal: er is voldoende basis gelegd voor vergelijking met de toekomstige situatie na uitvoering van de saneringsmaatregel.

### ***Variabiliteit in bodemkwaliteit dempingen***

De grote variatie tussen locaties binnen eenzelfde categorie en binnen de referentie betekent dat er gunstige en ongunstige uitschieters zijn, zodat per categorie alleen met betrekkelijk grote onderzoeksinspanning een significant onderscheid met de referentie kon worden gemaakt. De variabiliteit binnen dempingcategorieën is zeer groot. Er kan worden gesteld dat ongeveer één op de vijf locaties in alle opzichten vergelijkbaar is met de referentie, en daarom geen sanering zou behoeven. In plaats van een categoriegewijze benadering zou daarom in principe beter een locatiespecifieke aanpak kunnen worden gevolgd. Het komt dan neer op een kosten-

baten analyse van verhoogde kosten m.b.t. vooronderzoek en verminderde efficiëntie bij grootschalige sanering af te wegen tegen onnodig gemaakte saneringskosten. Dit is een bestuurlijke afweging waarop in dit rapport niet verder wordt ingegaan.

### ***Variabiliteit in referenties***

Opvallend is de onverwacht hoge variabiliteit in referentielocaties (vooral voor PCB's), waar hoge uitbijters gevonden werden die vragen oproepen over de historie van het perceel. Ook verhoogde gehalten kwik in referentiemateriaal werpen vraagtekens op. Een historisch onderzoek rond percelen met duidelijk verhoogde concentraties wordt aanbevolen om voor de toekomstige monitoring de kwaliteit van het referentiebeeld te bevorderen en onderzoekskosten te kunnen beperken. Het is ook mogelijk dat hoge gehalten in mollen op referentie locaties samenhangen met blootstelling elders tijdens de eerste levensfase. Als alternatief voor historisch onderzoek kunnen daarom op betreffende referentielocaties ook metingen worden verricht aan verontreiniging in grond of regenwormen. Wanneer inderdaad sprake is van lokale bodemverontreiniging moet naar andere referentielocaties worden gezocht.

### ***Planning werkzaamheden***

Het verdient aanbeveling om monitoringlocaties met voorrang te saneren. Dit om te voorkomen dat de inmiddels optredende verschillen in het moment van saneren veel verder oplopen en er problemen gaan ontstaan rond de fasering en synchronisatie van werkzaamheden met betrekking tot vervolgmonitoring (zie ook paragraaf 8.2).

### ***Baggerdempingen***

Teneinde met enige zekerheid vast te stellen of de geconstateerde correlatie tussen enzyminductie in weidevogeleieren en de nabijheid van bagger-dempingen daadwerkelijk een causaal karakter heeft kan chemisch analytisch onderzoek worden uitgevoerd aan de locaties in de nabijheid van de nesten uit dit onderzoek. Een vergelijking met eerder uitgevoerd chemisch bodemonderzoek gaf onvoldoende vergelijkingsmateriaal om hieromtrent conclusies te kunnen trekken.

Wij bevelen aan om het bestuurlijk besluit om baggerdempingen niet te saneren in heroverweging te nemen. Gegeven de in het Verificatieonderzoek Ecologie in Triade-verband aangetoonde verontreinigingen in baggerdempingen en de daaraan gerelateerde effecten vormt de bij de nul-monitoring andermaal aangetoonde significante correlatie tussen aanwezigheid van baggerdempingen en enzyminductie in weidevogeleieren een niet te veronachtzamen observatie.

Bagger is beleidsmatig gekwalificeerd als “niet verdacht”, in de betekenis van bodemconcentraties beneden interventiewaarde, tenzij op basis van historische gegevens verontreinigde bagger te verwachten is (SBK, 2005). Dit laatste is het geval bij dorpskernen, bermsloten en lintbebouwingstroken. De eieren in ons onderzoek zijn echter zonder uitzondering gevonden in weilanden ver verwijderd van deze potentiële historische bronnen, implicerend dat ook ten aanzien van baggerdempingen in het ‘onverdachte gebied’ rekening moet worden gehouden met ecologische risico's. De bij herhaling in relatie tot baggerdempingen aantoonbare

ecologische effecten geven onzes inziens daarom aanleiding voor hernieuwde discussie over de randvoorwaarden die aan duurzaam beheer van bodem en natuur gesteld mogen worden. Deze discussie zou zich dan moeten focussen op bestaande dempingen (“oude bagger”) en niet zozeer op nieuwe onderhoudsbagger waarvan de kwaliteit beter bekend is.

Baggerdempingen zijn ook nog niet in de nul-monitoring meegenomen. Volgens het nieuwe plan voor bodembeheer van slootdempingen is het wel de bedoeling, juist vanwege de in het Verificatieonderzoek aangetoonde effecten, om baggerdempingen (met of zonder afdekking) in de aanvullende monitoringstrategie te betrekken (SBK, 2005, p.18).

Ter verdere onderbouwing van besluitvorming over baggerdempingen kan worden gedacht aan een nadere bestudering van de resultaten van het ATM onderzoek. Hierbij kan aan de orde komen de diepte van monsternamen, de dikte deklaag, en of het geverifieerde dempingen betreft. Ook kan een vergelijking worden gemaakt tussen locaties in ATM en VE onderzoeken. In dit verband wordt aanbevolen om een effectenstudie te verrichten op ATM locaties.

### ***Lompen***

Dempingtype lompen werd in deze monitoring vooralsnog ook niet meegenomen. Locaties met lompen als dempingmateriaal zullen worden afgedekt volgens de standaardmaatregel. Net als voor de overige af te dekken categorieën zou ook op locaties met dit type dempingmateriaal in principe de uitgangssituatie in een nul-monitoring moeten worden vastgelegd. Volgens opgave zijn er slechts 4 locaties van dit type, waarvan er al twee zijn afgedekt. De resterende twee zullen worden afgedekt zonder vooronderzoek en ecologische monitoring.



## 8 Monitoring na sanering (T1)

De voorgestelde maatregel voor de slootdempingen is het afdekken met 50 cm gebiedseigen grond van goede kwaliteit en de deklaag na inklinken te handhaven op 40 cm. Dit afdekken van dempingen is een nieuwe vorm van omgang met bodemverontreiniging in het landelijk gebied en wordt op deze grote schaal voor het eerst toegepast in de Krimpenerwaard. Op basis van eerder uitgevoerd Verificatieonderzoek is geconcludeerd dat rekening moet worden gehouden met de mogelijkheid dat de saneringsmaatregelen niet voldoende effectief zijn om ecologische risico's afdoende weg te nemen en dat na verloop van jaren de effectiviteit verder kan afnemen door herverontreiniging van de deklaag.

De saneringsmaatregel moet worden geëvalueerd door middel van monitoring van ecologische risico's. Deze monitoring is gewenst om de effectiviteit van de saneringsmaatregel te kunnen vaststellen en te kunnen volgen of de maatregelen duurzaam zijn. Eventueel toch nog optredende ecologische risico's voor landbouw en natuur kunnen zo alsnog in beeld komen en in afweging worden meegenomen bij de evaluatie van het bodembeheer.

Hiertoe is nu als eerste de uitgangssituatie vastgelegd op toekomstige saneringslocaties (T0-monitoring). Om de effectiviteit van de saneringsmaatregel te kunnen beoordelen zullen dezelfde locaties na sanering worden gevolgd in vervolgmonitoring op korte en langere termijn.

### 8.1 Parameterkeuze

Gebaseerd op resultaten uit Verificatieonderzoek en T0-monitoring wordt de volgende set aan parameters geadviseerd:

- Veldinventarisatie regenwormen
- Accumulatie metalen en PCB's in regenwormen (2 soorten)
- Accumulatie PCB's in mollen
- Effect op weidevogels, enzymactiviteit DR-Calux in eieren

De parameter metaalaccumulatie in mollen zou kunnen komen te vervallen omdat hier de concentraties weinig verhoogd zijn ten opzichte van de referentie en deze verschillen ook moeilijk aantoonbaar bleken.

### 8.2 Fasering

Om de ontwikkelingen na sanering goed te kunnen volgen is het noodzakelijk om meerdere keren te monitoren. De eerste keer volgt relatief kort na afdekken, om vast te stellen dat bestaande ecologische risico's inderdaad worden weggenomen door de saneringsmaatregel. Hier moet ook niet te lang mee worden gewacht.

Een tweede keer na langere tijd om te kunnen vaststellen dat de oplossing duurzaam is en er geen herverontreiniging optreedt. Idealiter zou bij herhaling moeten worden gecontroleerd op het optreden van herverontreiniging.

T1: 2-4 jaar na afdekken

T2: 7-10 jaar na afdekken

T3: 15-20 jaar na afdekken

Door de uitvoering van de T0-monitoring over 2005 en 2007 en de inmiddels voltrokken sanering van een gedeelte van de betreffende locaties daarna bestaat er nu een behoorlijk verschil in het feitelijke moment van sanering van de onderzoekslocaties. Hierdoor ontstaat nieuwe variabiliteit tussen locaties, die toch al groot was. Dit pleit ervoor om althans de T1 monitoring niet op één moment in de tijd te synchroniseren, maar uit te spreiden in de tijd zodat elke locatie op een betrekkelijk vast moment na sanering wordt herbezocht. De in 2005 gesaneerde locaties zouden dan bijvoorbeeld in 2009 kunnen worden bezocht, die van 2008 pas in 2011. Enige synchronisatie is hier wel toelaatbaar, maar geadviseerd wordt om dan toch binnen drie tot vier jaar tot uitvoering te komen. Gegeven de inmiddels verstreken termijn sinds 2005 betekent dit dat rekening moet worden gehouden met ten minste twee cohorten voor T1-monitoring, waarvan de eerste in najaar 2009 zou moeten plaatsvinden.

Voor de fasering van T2 monitoring is deze discussie momenteel nog minder navrant. Afhankelijk van de voortgang van uitvoering van het resterende bestek rond nog te saneren monitoringlocaties kan ook hier de synchronisatie een kostenaspect gaan vormen. Het verdient daarom aanbeveling om monitoringlocaties met voorrang te saneren.

### **8.3 Locatiekeuze**

De opzet van de monitoring is erop gericht om de zelfde locaties te volgen die in de T0-monitoring zijn onderzocht. Tabel 22 geeft voor de T0-locaties een overzicht wanneer deze afgedekt zijn of gepland staan om afgedekt te worden. Op de locaties die in 2005 zijn onderzocht, is de volledige set aan onderzoeksparameters toegepast. Op de locaties in 2007 is een beperkte set aan parameters onderzocht (bijlage 1B). Dit zijn in principe de locaties die in de vervolgmonitoring zullen worden onderzocht. Planning van de vervolgmonitoring zal in overleg met SBK plaatsvinden.

Tabel 22. Bemonsterde locaties in 2005 en 2007, jaar van afdekking en advies voor tijdstip vervolgmonitoring.

Dempingmateriaal	Locatiecode SBK	T0	Sanering	Suggestie T1
Bedrijfsafval	38ba05406	2005	2007	2009
	38bz02030	2005	2007	2009
	38bz01259	2007	2007	2009
	38bz02020	2007	2007	2009
	NW00144	2005	2008	2011
	38bz01193	2007	2008	2011
	38bz01337	2007	2008	2011
	38bz02380	2007	2008	2011
	NW00388	2005	-	p.m.
	38az02224	2007	-	p.m.
	NW00194b	2007	-	p.m.
	38az02247	2005	NN	
	Bouw- & Sloopafval	38cn02328	2005	2006
38dn02017		2005	2006	2009
38cn02306		2005	2006	2009
38bz00701		2005	2008	2011
38cn02268		2007	2008	2011
38az00055		2005	-	p.m.
38az02057		2005	-	p.m.
38az02227		2005	-	p.m.
38bz02069		2007	-	p.m.
38bz02071		2007	-	p.m.
NW00114		2007	-	p.m.
NW00193a		2007	-	p.m.
NW00193b		2007	-	p.m.
NW00291		2007	-	p.m.
NW00383		2007	-	p.m.
38dn02013		2005	NN	
Huishoudelijk afval		NW00225	2005	2007
	NW00412	2005	2006	2009
	38bz00163	2005	2006	2009
	38bz02410	2007	2008	2011
	NW00010 + NW00013	2005	-	p.m.
	38az02132	2007	-	p.m.
	38cn02224	2007	-	p.m.
	38bz02401	2005	NN	
Shredder	38az00412	2005	2005	2009
	NW00111+ 38bz00600	2005	2006	2009
	38az02059 + 38az00285	2005	-	p.m.
	38bz01066	2005	-	p.m.
	38az06107 + 38az06108	2005	-	p.m.
	38az00563	2007	-	p.m.
	38az00631	2007	-	p.m.
	38az08015	2007	-	p.m.
	38bz02007	2007	-	p.m.
	38bz05423	2007	-	p.m.
	NW00016	2007	-	p.m.
	38az00563	2007	-	p.m.

NN: Afdekking wordt door SBK niet nodig geacht vanwege voldoende dikte deklaag

Enkele locaties bleken kort voor de aanbesteding van de sanering een voldoende dikke deklaag te hebben; de SBK heeft hier vervolgens afgezien van sanering. Uit de



T0 monitoring blijken echter wel effecten aantoonbaar op deze locaties (Tabel 23). Mogelijk is de deklaag niet schoon. We bevelen aan om dit nader te onderzoeken.

Tabel 23. Waargenomen effecten op locaties met voldoende dikke deklaag.

Categorie	Locatie	Waargenomen effecten
BA	38az02247	Pb, Zn in mol; Pb in regenworm <i>A. caliginosa</i>
B&S	38dn02013	Cd in mol
HHA	38bz02401	Cd, Pb, Zn in mol; Pb, PCB's in <i>A. caliginosa</i>

## Literatuur

- Anonymus, 1998. Gebiedsgericht Bodembeheerplan Krimpenerwaard, 23 april 1998, 21 pp. + bijlagen.
- Beek, J.J. van (2005) Bodemonderzoek van 30 Baggerdempingen in de Krimpenerwaard. AT MilieuAdvies, Lekkerkerk, rapportnr AT04405, 13 pp. +bijl.
- Beintema, A., O. Moedt & D. Ellinger, 1995. Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels. Uitgave. IBN en SOVON, Schuyt & Co, 352 pp.
- Brink, N.W. van den & J.J.C. van der Pol, 2003. PIMM-biota 2002/2003. Analyses in het kader van het Provinciaal Integraal Meetnet Milieukwaliteit (PIMM), Provincie Zuid-Holland. Deelrapport 2: Organochloorbestrijdingsmiddelen in wormen en mollen en mogelijke risico's. Alterra, Wageningen UR. Alterra-rapport 855.2.
- Brink, N.W. van den, N.M. Groen, J. de Jonge & A.T.C. Bosveld, 2003. Ecotoxicological suitability of floodplain habitats in The Netherlands for the little owl (*Athene noctua vidalli*). Environmental Pollution 122: 127-134.
- Brink, N.W. van den, J.J.C. van der Pol, J.M. Bodt, M.B.E. Lee-de Groot, T.C. Klok, P.A. Jansen, P. Doelman & J.H. Faber (2004) Verificatieonderzoek Ecologie Krimpenerwaard fase 2 en fase 3; Onderzoek aan deklagen op slootdempingen; Opschaling naar de Krimpenerwaard. Alterra-rapport 1020, Alterra, Wageningen, 248 pp.
- Faber J.H., J.J.C.v.d. Pol & N.W.v.d. Brink, 2004. Verificatieonderzoek Ecologie Krimpenerwaard. Eindrapportage. Alterra. Wageningen. Alterra-rapport 1016.
- Groenenberg, J.E., A. v.d. Toorn en S. Moolenaar (2007) Notitie Monitoring Krimpenerwaard Landbouw; Monitoringplan. Notitie In opdracht van Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard
- Hamers, T., J.H.J van den Berg, C.A.M. van Gestel, F-J. van Schooten & A.J. Murk, 2006. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a polluted floodplain (Biesbosch, The Netherlands). Environmental Pollution 144: 581-595.
- Hendriks, A.J., W.C. Ma, J.J. Brouns, E.M. de Ruiter-Dijkman & R. Gast, 1995. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms and shrews in Rhine-Delta floodplains. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29: 115-127.
- Hobbelen, P.H.F., J.E. Koolhaas & C.A.M. van Gestel, 2006. Bioaccumulation of heavy metals in earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. Environmental Pollution 144: 639-646.
- Hobbelen, P.H.F., P.J. van den Brink, J.F. Hobbelen & C.A.M. van Gestel, 2006. Effects of heavy metals on the structure and functioning of detritivore communities in a contaminated floodplain area. Soil Biology & Biochemistry 38: 1596-1607.
- Kormanicki, G.J.K., 2000. Tissue, sex and age specific accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cd) by populations of the mole (*Talpa europaea* L.) in a central urban area. Chemosphere 41: 1593-1602.

- Krauss, M., W. Willeke & W. Zech, 2000. Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCB's) to earthworms in urban soils. *Environ. Sci. Technol.* 34: 4335-4340.
- Leonards, P.E.G., A. van der Horst, J.W.M. Wegener & W.P. Cofino, 1995. Terrestrische bodemkwaliteit rond Bodegraven-Noord 1994 (Bodem, regenworm en mol). Onderzoek in het kader van het Project Integratie Milieumetingen – 1994. IVM R-95/05, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Leonards, P.E.G., A. van der Horst, J.W.M. Wegener & W.P. Cofino, 1996. Terrestrische bodemkwaliteit in Midden Delfland (Bodem, regenworm en mol). IVM R-96/13, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Ma, W.-C., 1987. Heavy metal accumulation in the mole, *Talpa europea*, and earthworms as an indicator of metal bioavailability in terrestrial environments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 933-938.
- Pankankoski, E., H. Hyvarinen, M. Jalkanen & Koivisto, I., 1993. Accumulation of heavy metals in the mole in Finland. *Environmental Pollution* 80: 9-16.
- Postma, J.F., C.M. Keijzers, J.J.C. van der Pol, J.H. Faber en A.C. Belfroid (2001). Ecotoxicologisch en milieuchemisch onderzoek naar de risico's op de overgang water-oever-land. Sliedrechtse Biesbosch 2000. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA. AquaSense Rapportnummer 1639.
- Projectgroep Integratie Milieumetingen, 1990. PIMM 1988: rapportage de Waarden 1988. Dienst Water en Milieu, provincie Zuid-Holland.
- Projectgroep Integratie Milieumetingen, 1991. PIMM 1989: rapportage het Westland. Dienst Water en Milieu, provincie Zuid-Holland.
- Projectgroep Integratie Milieumetingen, 1993. PIMM 1991: rapportage het Tussengebied. Dienst Water en Milieu, provincie Zuid-Holland.
- SBK (2005) Bodembeheer Slootdempingen Krimpenerwaard. Rapport Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard, 32 pp. + bijlagen.
- Tuinstra, J., A. Straetmans, S. Molenaar, N. van den Brink, L. Brouwer, F. van der Brugge, J. Faber, B. Groenenberg, H. Keijzer en J. van der Pol (2004). Verificatie van de risico's van bodemverontreinigingen in de Krimpenerwaard. Integraal eindrapport. CUR/SKB projectnummer SV-027, Gouda.
- Tuinstra, J. en R.J.M. Düking (2005) Standaardmaatregel bodembeheer slootdempingen Krimpenerwaard. Rapport Royal Haskoning, nr. 9P891/R00001/JTUI/Rott1, 5 pp + figuren.
- Vliet, P.C.J. van, S.E.A.T.M. van der Zee & W.C. Ma, 2005. Heavy metal concentrations in soil and earthworms in a floodplain grassland. *Environmental Pollution* 138: 505-516.
- Vliet, P.C.J. van, W. Didden, S.E.A.T.M. van der Zee & W.G.J.M. Peijnenburg, 2006. Accumulation of heavy metals by enchytraeids and earthworms in a floodplain. *European journal of Soil Biology* 42: 117-126.
- Wegener, J.W.M., I.C.B. Burgers, A. van der Horst, C.P. Swart & R.G. Mes (1999a) Zware metalen in wormen, mollen en muizen. Analyses en referentiewaarden in het kader van het Provinciaal Integraal Meetnet Milieukwaliteit 1996-1998. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit. Rapport nr R-99/06.

## Bijlage 1 Locaties

### 1A. Monstercampagne 2005

*Locaties die ook in landbouwmonitoring worden gebruikt zijn vet gedrukt.*

Dempingsmateriaal	Locatiecode SBK	Rapportagecode*1
Bedrijfsafval	NW00388	BA1
	38ba05406	BA2
	NW00144	BA3
	38az02247	BA4
	38bz02030	BA5
Bouw- & Sloopafval	38cn02328	B&S1
	38az00055	B&S2
	<b>38az02057</b>	B&S3
	38dn02013	B&S4
	38dn02017	B&S5
	38cn02306	B&S6
	38az02227	B&S7
	38bz00701	B&S8
Huishoudelijk afval	NW00010 + NW00013	HHA1
	NW00225	HHA2
	38bz02401	HHA3
	NW00412	HHA4
	38bz00163	HHA5
Shredder	38az02059 + 38az00285	SHR1
	<b>38az00412</b>	SHR2
	NW00111+ <b>38bz00600</b>	SHR3
	<b>38bz01066</b>	SHR4
	38az06107 + 38az06108	SHR5
Referentie voor mollen	BAB00C4565	REF1
	BAB00A6285	REF2
	GDR02B665	REF3
	0DK04B3256	REF4
	LKK00A1836	REF5

*\*1 In dit rapport wordt korthedshalve en t.b.v. anonimiteit een eigen code gebruikt bij de presentatie van resultaten, in de bijlagen op CD-rom (ruwe gegevens) worden de locatiecodes van SBK gebruikt.*

## 1B. Monstercampagne 2007

*Locaties die ook in deelproject Monitoring Landbouw worden gebruikt zijn vet gedrukt.*

Dempingsmateriaal	Locatiecode SBK	Rapportagecode	Gemeten parameters
Bedrijfsafval	<b>38az02224</b>	BA07-1	regenworm metalen, mol PCB's
	38bz01193	BA07-2	regenworm metalen, mol PCB's
	<b>38bz01259</b> *	BA07-3	veldinventarisatie regenwormen, regenworm metalen, mol metalen, mol PCB's
	38bz01337	BA07-4	regenworm metalen, mol PCB's
	<b>38bz02020</b> *	BA07-5	veldinventarisatie regenwormen, regenworm metalen, mol metalen, mol PCB's
	38bz02380	BA07-6	regenworm metalen, mol PCB's
	<b>NW00194b</b>	BA07-7	regenworm metalen, mol PCB's
Bouw- & slooafval	38bz02069	B&S07-1	mol PCB's
	38bz02071	B&S07-2	mol PCB's
	38cn02268	B&S07-3	mol PCB's
	NW00114	B&S07-4	mol PCB's
	NW00193a	B&S07-5	mol PCB's
	NW00193b	B&S07-6	mol PCB's
	NW00291	B&S07-7	mol PCB's
	NW00383	B&S07-8	mol PCB's
Huishoudelijk afval	38az02132	HHA07-1	veldinventarisatie regenwormen, regenworm metalen
	38bz02410	HHA07-2	veldinventarisatie regenwormen, regenworm metalen
	38cn02224	HHA07-3	veldinventarisatie regenwormen, regenworm metalen, mol metalen, mol PCB's
Shredder	38az00563	SHR07-1	mol PCB's
	<b>38az00631</b>	SHR07-2	mol PCB's
	38az08015	SHR07-3	mol PCB's
	<b>38bz02007</b>	SHR07-4	mol PCB's
	38bz05423	SHR07-5	mol PCB's
	NW00016	SHR07-6	mol PCB's
Referentie	GDR02C 1438	REF07-1	mol metalen, mol PCB's
	ODK04A 1436	REF07-2	mol metalen, mol PCB's

\* = locatie bemonsterd in juni, overige locaties bemonsterd in september.

## Bijlage 2 Gegevens percelen en bodemmonsters

### 2A. Bedrijfsafval

Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte Deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
			X	Y				
NW00388	17-10-2005	1	115954	443265	10	steen	demping ligt langs de sloot	BA1
		2	115939	443253	15	steen, puin		
		3	115929	443244	50	steen, puin		
		4	115913	443215	10	steen, puin		
		5	115897	443202	15	steen, puin		
		REF A	115971	443258				
		REF B	115906	443199				
38ba05406	11-10-2005	1	110375	442151	20	plastic	gecombineerde locatie	BA2
		2	110391	442152	15	plastic		
		3	110376	442157	15	plastic, blik		
		4	110379	442175	15	plastic, rubber		
		5	110413	442130	10	plastic		
		REF A	110365	442143				
		REF B	110398	442118				
NW00144	17-10-2005	1	116276	440946	25	steen, puin		BA3
		2	116267	440949	15	steen, puin		
		3	116272	440966	15	steen, puin		
		4	116284	440982	20	steen, puin		
		5	116272	440998	20	steen, puin		
		REF A	116254	440963				
		REF B	116257	441006				
38az02247	19-10-2005	1	104331	437927	40	plastic	weinig vervuiling, voornamelijk stenen etc.	BA4
		2	104346	437907	40	plastic, steen		
		3	104358	437893	50	steen		
		4	104390	437911	40	steen		
		5	104367	437862	30	steen		
		REF A	104352	437937				
		REF B	104389	437881				
38bz02030	11-10-2005	1	110955	441966	8	steen, puin	afgedekt met een laag steen en puin vooraan de weg ligt veel hout	BA5
		2	110929	441994	8	steen, puin		
		3	110920	442003	8	steen, puin		
		4	110908	442013	10	steen, puin		
		5	110895	442034	8	steen, puin		
		REF A	110963	441961				
		REF B	110882	442033				

## 2B. Bouw- & Sloopafval

Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
			X	Y				
38cn02328	12-10-2005	1	108817	435635	15	steen, puin, grind	alles is bouw- & sloopafval	BS1
		2	108814	435609	10	steen, puin		
		3	108814	435565	10	steen, puin		
		4	108819	435564	25	steen, puin		
		5	108804	435478	10	steen, puin		
		REF A	108834	435637				
38az00055	19-10-2005	1	107266	441864	15	steen, puin	voorste gedeelte verhard pad	BS2
		2	107271	441891	15	steen, puin		
		3	107261	441888	10	steen, puin		
		4	107257	441907	15	steen, puin		
		5	107241	441909	15	steen, puin		
		REF A	107272	441852				
38az02057	04-10-2005	1	104696	441043	20	banden, plastic	lijkt meer shredder dan bouw & sloopafval	BS3
		2	104624	440935	20	steen, plastic, autobanden		
		3	104667	441044	20	plastic		
		4	104662	441055	20	shredder		
		5	104655	441064	20	aluminium, plastic		
		REF A	104689	441018				
38dn02013	19-10-2005	1	111157	436370	15	steen, puin, ijzer	allemaal steen en puin	BS4
		2	111142	436389	15	steen, puin		
		3	111130	436362	10	beton, ijzer		
		4	111121	436375	7	beton, ijzer		
		5	111145	436367	7	beton, ijzer		
		REF A	111155	436297				
38dn02017	12-10-2005	1	110348	436119	15	steen, puin		BS5
		2	110347	436110	20	steen, puin, hout		
		3	110345	436106	15	steen, puin		
		4	110347	436091	10	steen, puin		
		5	110340	436054	10	steen, puin, hout		
		REF A	110332	436117				
38cn02306	13-10-2005	1	106826	435890	20	steen	Klei	BS6
		2	106830	435866	30	steen		
		3	106826	435853	25	steen, hout		
		4	106827	435829	20	steen, plastic		
		5	106827	435819	20	steen		
		REF A	106858	435927				

Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
			X	Y				
		REF B	106842	435813				
38az02227	06-10-2005	1	108975	440513	25	steen, hout		BS7
		2	108945	440497	45	??		
		3	108972	440550	40	??		
		4	108934	440552	30	steen, puin		
		5	108913	440544	30	steen, puin		
		REF A	100903	440578				
		REF B	108898	440556				
38bz00701	18-10-2005	1	115325	439888	15	steen, puin		BS8
		2	115325	439896	15	steen, puin, hout		
		3	115322	439911	20	steen, puin		
		4	115322	439921	20	steen, puin		
		5	115325	439935	10	steen, puin		
		REF A	115310	439885				
		REF B	115318	439938				

## 2C. Huishoudelijk afval

Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
			X	Y				
					Cm			
NW00010	26-10-2005	1	109896	443610	15	steen, plastic	samengenomen met NW00013 brede sloot tussen locaties	HH1
		2	109897	443597	15	steen, puin, glas		
		3	109902	443580	15	steen, puin, porcelein		
		4	109932	443548	15	steen, puin, glas		
		5	109914	443552	10	steen, puin, porcelein		
		REF A	109898	443615				
		REF B	109899	443552				
NW00013	26-10-2005	1	109851	443591	10	steen	samengenomen met NW00010 brede sloot tussen locaties	HH1
		2	109856	443577	15	steen, glas, kolen		
		3	109856	443568	10	steen, glas, leisteen		
		4	109874	443571	7	glas, steen, plastic		
		5	109869	443638	10	glas, steen		
		REF A	109849	443635				
		REF B	109872	443543				
NW00225	24-10-2005	1	109966	442572	10	plastic, rubber	demping lijkt meer shredder dan huishoudelijk afval zeer nat	HH2
		2	109936	442584	7	plastic, rubber		
		3	109945	442613	8	plastic, lood, zink		
		4	109936	442611	10	plastic, rubber		
		5	109913	442629	10	plastic, rubber		



Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
		REF A	109975	442577				
		REF B	109921	442641				
38bz02401	17-10-2005	1	116419	441094	15	steen		HH3
		2	116440	441146	60	steen		
		3	116387	441071	50	steen		
		4	116415	441137	50	steen, puin		
		5	116414	441155	50	steen, puin		
		REF A	116430	441092				
		REF B	116422	441158				
NW00412	13-10-2005	1	109935	435513	5	onduidelijk wit materiaal		HH4
		2	109940	435535	10	glas, plastic, hout		
		3	109941	435554	7	glas, plastic, ijzer		
		4	109940	435563	25	glas, plastic		
		5	109942	435585	25	plastic		
		REF A	109965	435488				
		REF B	109928	435590				
38bz00163	24-10-2005	1	113136	441483	10	plastic, steen, hout		HH5
		2	113146	441494	10	plastic, steen, hout		
		3	113168	441501	25	plastic, steen, hout		
		4	113184	441542	30	plastic, steen		
		5	113172	441472	30	plastic, steen		
		REF A	113197	441567				
		REF B	113162	441463				

## 2D. Shredder

Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte Deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
			X	Y				
					Cm			
38az02059 38az00285	04-10-2005	1	103966	442490	12	steen, puin, plastic	gecombineerde locatie samen met 38az00285	SH1
		2	103949	442493	10	steen, puin		
		3	103933	442498	20	steen, puin		
		4	103850	442544	20	steen, puin		
		5	103873	442526	25	steen, puin		
		REF A	103974	442489				
		REF B	103813	442544				
38az00412	06-10-2005	1	107669	440047	40	shredder (rubber etc.)	locatie ziet eruit als echte shredder	SH2
		2	107660	440052	22	shredder (rubber etc.)		
		3	107648	440068	25	shredder (rubber etc.)		
		4	107641	440080	20	shredder (rubber etc.)		
		5	107633	440087	20	shredder (rubber etc.)		

Locatie-code	Monster-datum	Monster-nummer	Coördinaten		Dikte Deklaag	Dempings-materiaal	Overige opmerkingen	Rapportage code
NW00111	05-10-2005	REF A	107679	440053			deze locatie is een smalle dam van +/- 7 meter bestaat voornamelijk uit bouwafval	SH3
		REF B	107623	440083				
		1	112381	441354	5	steen, puin, ijzer		
		2	112388	441338	7	steen, puin, hout		
		3	112387	441331	5	steen en puin aan het oppervlak		
		4	112387	441313	5	steen en puin aan het oppervlak		
		5	112380	441281	10	steen en puin aan het oppervlak		
38bz00600	05-10-2005	REF A	112385	441286				SH3
		REF B	112539	441427				
		1	112329	440966	20	rubber, plastic		
		2	112326	440954	50	rubber, plastic		
		3	112324	440942	30	hout, plastic		
		4	112323	440930	40			
		5	112329	440910	40	poetskatoen		
38bz01066	26-10-2005	REF A	112318	440969			demping gedeeltelijk bestraat	SH4
		REF B	112337	440914				
		1	110633	441782	20	plastic, ijzer, steen		
		2	110630	441787	15	plastic, rubber		
		3	110620	441779	10	plastic, rubber		
		4	110609	441769	10	shredder		
		5	110635	441795	10	steen, rubber		
38az06107	12-10-2005	REF A	110636	441807			samen met 38az06108 1 locatie	SH5
		REF B	110651	441791				
		1	109843	442354	7	shredder		
		2	109847	442343	10	shredder		
		3	109838	442391	5	shredder		
		4	109864	442409	7	shredder		
		5	109840	442442	7	shredder		
38az06108	120-10-2005	REF A	109835	442470			samen met 38az06107 1 locatie	SH5
		REF B	109830	442455				
		1	109900	442461	10	shredder		
		2	109879	442361	8	shredder		
		3	109878	442402	8	shredder		
		4	109870	442495	7	shredder		
		5	109856	442507	8	shredder		
REF A	109917	442454						
REF B	109849	442520						



### Bijlage 3 Mollen: veld- en sectiegegevens

Locatie-code	Datum vangst	Datum sectie	Lichaams-gewicht	Langte	Geslacht	Gewicht nier (L/R)	Gewicht lever	Grootte teelbal	Territorium	Opmerkingen
			(g)	(cm)	(♂/♀)	(g)	(g)	(mm)		
NW00225-1	12-10-2005	20-10-2005	87,5	18	♀ juv.	0,31-0,32	3,60		gangenstelsel	conditie goed, weinig vet
NW00225-2	12-10-2005	20-10-2005	118,64	17,5	♀ juv.	0,44-0,38	4,99		gangenstelsel	conditie goed, weinig vet
38AN00234	12-10-2005	20-10-2005	138,15	19	♂ adult	0,51-0,46	4,56	10	gangenstelsel	conditie goed, weinig vet
38AN00234	12-10-2005	20-10-2005	113,82	18,5	♂ adult	0,45-0,42	4,32	9	gangenstelsel	conditie goed, weinig vet
38AZ02227	11-10-2005	20-10-2005	113,5	17,5	♀ juv.	0,36-0,31	4,25		gangenstelsel	conditie goed, meer vet
38BZ01066-1	12-10-2005	20-10-2005	123,15	18,7	♂ adult	0,40-0,35	4,66	10	gangenstelsel	conditie goed, vet: matig
38BZ01066-2	12-10-2005	20-10-2005	101,77	18	♀ juv.	0,43-0,41	4,84		gangenstelsel	conditie goed, vet: matig
NW00111		9-11-2005	90,25	17,5	♂ juv?	0,32-0,36	3,88	4		conditie goed, vet: matig
38AZ02059		9-11-2005	92,87	16,5	♂ juv?	0,38-0,32	4,52	2		conditie goed, vet: matig
38AZ02057		9-11-2005	115,95	18	♂ adult	0,48-0,46	5,58	5		conditie goed, vet: matig
38CN00948		9-11-2005	108,96	18,5	♂ adult	0,41-0,37	4,22	8		conditie goed, vet: matig
GDR02B665-1		9-11-2005	110,51	16	♂ adult	0,39-0,38	2,82	10		conditie goed, vet: matig
GDR02B665-2		9-11-2005	103,5	17	♂ adult	0,47-0,40	4,81	8		conditie goed, vet: rijkelijk
GDR02B665-3		9-11-2005	104,59	17,5	♂ adult	0,46-0,39	4,12	7		conditie goed, vet: rijkelijk
GDR02B665-4		9-11-2005	110,35	18	♂ juv?	0,49-0,45	4,90	5		conditie goed, vet: veel
38AZ00285		10-11-2005	100,74	17	♀ juv.	0,44-0,37	4,04			conditie goed, vet: matig
NW00412		10-11-2005	137,6	20,5	♂ adult	0,54-0,47	5,89	8		conditie goed, vet: matig
NW00225		10-11-2005	135,08	18,5	♂ adult	0,54-0,52	5,39	10		conditie goed, vet: matig.
38AZ02247		10-11-2005	114,16	18	♂ adult	0,38-0,36	3,83	8		conditie goed, vet: matig
38DN02013		10-11-2005	108	17	♂ adult	0,56-0,50	4,75	8		conditie goed, vet: matig
NW00225		10-11-2005	111,18	18	♂?	0,46-0,23	3,40	7		conditie goed, vet: matig
NW00392		10-11-2005	134	19	♂ adult	0,56-0,57	5,65	11		conditie goed, vet: matig
NW00412		10-11-2005	101,85	17	♂ adult	0,51-0,44	5,11	9		conditie goed, vet: matig
38CN02328-1		10-11-2005	115,93	18	♂ adult	0,52-0,49	4,73	9		conditie goed, vet: matig
38CN02328-2		10-11-2005	99,92	16,5	♂ juv?	0,36-0,35	3,37	6		conditie goed, vet: matig
BAB00C4565-1		10-11-2005	116,74	16,5	♂ adult	0,53-0,47	4,43	8		conditie goed, vet: rijkelijk
BAB00C4565-2		10-11-2005	129,69	18,5	♂ adult	0,55-0,53	5,87	10		conditie goed, vet: rijkelijk
38AZ00055		10-11-2005	97,85	18	♂ adult	0,36-0,31	3,39	8		conditie goed, vet: weinig
38DN02017-1		15-11-2005	97,06	15,5	♀ juv.	0,37-0,35	3,50			
38DN02017-2		15-11-2005	106,19	18	♀ adult	0,54-0,47	4,93			
0DK4B3256-1		15-11-2005	97,33	18,5	♀ adult	0,36-0,35	3,41			
0DK4B3256-2		15-11-2005	105,62	18	♂ adult	0,38-0,37	4,74	8		conditie goed, vet: rijkelijk
LKK00A1836-1		15-11-2005	90,95	17	♂ juv?	0,37-0,34	3,23			
LKK00A1836-2		15-11-2005	134,73	19	♂ adult	0,55-0,53	5,83	10		flinke vetaanzet, goede conditie
LKK00A1836-3		15-11-2005	145,05	19	♂ adult	0,56-0,47	5,99	8		flinke vetaanzet, goede conditie
BAB00A6285-1		15-11-2005	113,9	17,5	♂ adult	0,39-0,38	5,22	11		flinke vetaanzet, goede conditie
BAB00A6285-2		15-11-2005	98,36	16,5	♂ juv?	0,37-0,35	4,24			
BAB00A6285-3		15-11-2005	90,81	17	♂ juv?	0,35-0,37	3,89			
38AZ06108/7-1		16-11-2005	102,36	17	♀ adult	0,60-0,27	4,60		gangenstelsel	vlekken op rechter nier, goede conditie
38AZ06108/7-2		16-11-2005	127,93	18	♂ adult	0,61-0,55	6,07	8	gangenstelsel	mooi vol beest, goede vet aanzet
38AZ00412		16-11-2005	107,9	18,5	♀ adult	0,42-0,42	4,75		gangenstelsel	conditie goed, vet: matig

Locatie-code	Datum vangst	Datum sectie	Lichaamsgewicht	Lengte	Geslacht	Gewicht nier (L/R)	Gewicht lever	Grootte teelbal	Territorium	Opmerkingen
NW00013		16-11-2005	106,06	16	♀ juv.	0,39-0,37	4,20		gangenstelsel	
38AZ00130	12-10-2005	16-11-2005	131,84	18	♂ adult	0,53-0,49	5,57	9	gangenstelsel	goede vetaanzet, gezond
NW00010-1	12-10-2005	21-11-2005	139,29	18,5	♂ adult	0,49-0,49	5,33	8	gangenstelsel	
NW00010-2	12-10-2005	21-11-2005	95,28	16,5	♂ juv?	0,36-0,36	3,68		gangenstelsel	vet matig, goede conditie
38BZ02030-1	12-10-2005	21-11-2005	125,95	18	♂ adult	0,41-0,42	4,82	10	gangenstelsel	goede conditie
38BZ02030-2	12-10-2005	21-11-2005	104,63	17,5	♀ adult	0,43-0,39	4,31		gangenstelsel	conditie goed, vet matig
NW00388-1		5-12-005	123,1	17,5	♂ adult	0,52-0,46	4,44	9		goede vetaanzet, gezond
NW00388-2		5-12-005	125,81	19	♂ adult	0,50-0,48	5,98	9		goede vetaanzet, gezond
38BZ05406		5-12-005	114,37	17,5	♀ adult	0,71-0,23	5,66			
NW00144		5-12-005	89,35	16,5	♂ juv?	0,40-0,40	4,66			naast lokatie gevangen alle ritten liepen door. op lokatie maar nu vol water
38BZ02401-1		6-12-005	81,87	16,5	♀ juv?	0,41-0,38	4,38			witte vlek op lever
38BZ02401-2		6-12-005	111,84	18	♂ adult	0,47-0,42	5,53	8		
38BZ02401-3		6-12-005	133,5	18,3	♂ adult	0,48-0,49	5,92	9		goede conditie
ODK04A1436	sept/okt 07	3-10-2007	121.27	19.2	♂ adult	0,43-0,54	4.53	10		
ODK04A1436	sept/okt 07	3-10-2007	124.59	19.8	♂ adult	0,59-0,42	4.55	10		
NW00383	sept/okt 07	3-10-2007	111.78	19	♂ adult		5.12	10		
38CN02268	sept/okt 07	3-10-2007	123.7	18.9	♂ adult		4.88	7		
NW00291	sept/okt 07	3-10-2007	129	20.1	♂ adult		5.03	7		
38AZ00631	sept/okt 07	3-10-2007	97.33	18.6	♀ subadult		3.96			grote ovaria
38BZ05423	sept/okt 07	3-10-2007	138.74	20.4	♀ adult		5.81	9		
38BZ02020	26-6-2007	3-10-2007	132.9	19.9	♂ adult	0,42-0,52	5.01	11		
38AZ08015	sept/okt 07	3-10-2007	120.39	19.5	♂ adult		3.84	10		
38BZ02007	sept/okt 07	3-10-2007	121.68	19.4	♂ adult		4.53	9		hardjes op milt, verder gezond
38AZ02224	sept/okt 07	3-10-2007	108.4	19	♂ adult		3.85	9		
NW00114	sept/okt 07	3-10-2007	114.56	19.2	♀ adult		5.15			pl.lit. 2 rechts + 3 links, 5 aangezogen tepels
GDR02C1438	sept/okt 07	3-10-2007	98.33	18.2	♀ subadult	0,38-0,36	3.99			
GDR02C1438	sept/okt 07	3-10-2007	97.54	18	♀ subadult	0,42-0,31	4.14			
NW00016	sept/okt 07	3-10-2007	123.3	20.3	♂ adult		4.71	10		
38AZ00563	sept/okt 07	3-10-2007	118.89	19.9	♂ adult		4.92	8		
38CN02224	sept/okt 07	3-10-2007	109.71	20	♂ subadult	0,36-0,44	4.31	5		
38BZ02380	sept/okt 07	3-10-2007	105.36	18.6	♂ adult		3.93	10		
38BZ01337	sept/okt 07	3-10-2007	107.62	18.6	♂ adult		4.8	10		
NW00194B	sept/okt 07	3-10-2007	141.49	20	♂ adult		5.41	10		
38BZ02071	sept/okt 07	3-10-2007	110.27	19.1	♂ adult		4.26	10		
NW00193B	sept/okt 07	3-10-2007	106.01	18.1	♀ adult		4.9			ontwikkelde uterus, geen pl.littekens
38BZ02069	sept/okt 07	3-10-2007	105.57	18.7	♀ adult		5.09			kleine ovaria, zeer grote uterus
NW00193A	sept/okt 07	3-10-2007	129.57	19.1	♂ adult		5.57	10		
38BZ01193	sept/okt 07	3-10-2007	133.87	19.6	♂ adult		5.42	9		
38BZ01259	26-6-2007	3-10-2007	140.65	19.9	♂ adult	0,50-0,49	5.26	11		

## Bijlage 4 DR-Calux methode

### Methode beschrijving

Using the CALUX® assay to determine the amount of chemicals in a given matrix is rapid and straightforward.

After sample collection (1), a simple extraction method is used to extract the chemical content (2). The extract is cleaned-up and fractionated if desired (3), after which the clean extract is dissolved in DMSO.

Meanwhile, BDS' CALUX® cells are cultured (4, 5) and finally grown in 96-well plates under standardised conditions.

Once a confluent monolayer is obtained, the cells are exposed to the diluted cleaned extracts (6). After lysis and adding luciferin, the luciferase activity is quantitated using a luminometer (7).

The procedure

Detected luminescence from the analysed samples is compared to the detected luminescence from a standard curve. After data handling (8), the amount of present chemicals in the analysed sample is calculated and reported.

