



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

Afrondende rapportage T1-monitoring Ecologie

H.J. de Lange, A. van der Hout en J.H. Faber



ALTERRA
WAGENINGEN UR

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

Afrondende rapportage T1-monitoring Ecologie

H.J. de Lange, A. van der Hout en J.H. Faber

Dit onderzoek is uitgevoerd door Alterra Wageningen UR in opdracht van en gefinancierd door de provincie Zuid-Holland.

Alterra Wageningen UR
Wageningen, februari 2016

Alterra-rapport 2703
ISSN 1566-7197

De Lange, H.J., A. van der Hout, J.H. Faber, 2016. *Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer van slootdempingen in de Krimpenerwaard; Afrondende rapportage T1-monitoring Ecologie*. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2703. 62 blz.; 27 fig.; 13 tab.; 16 ref.

In de Krimpenerwaard liggen circa 6500 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 het afdekken van de verontreinigde slootdempingen met gebiedseigen schone grond. De effectiviteit van de sanering wordt geëvalueerd op basis van monitoring van ecologische risico's. Dit rapport beschrijft de resultaten van de T1-monitoring, waarin in een relatief korte tijd na afdekken (twee tot vier jaar) de effectiviteit van de maatregel wordt beoordeeld. De saneringsmaatregel blijkt de meeste nadelige effecten van de slootdemping op soortensamenstelling en aantallen regenwormen te hebben weggenomen. De gehalten zware metalen in twee onderzochte regenwormsoorten zijn na sanering over het algemeen lager dan de gebiedseigen referentie in de T0-monitoring. De saneringsmaatregel is dus op de korte termijn effectief om de risico's voor doorvergiftiging van zware metalen terug te brengen tot gebiedseigen niveau. De PCB-gehalten in de twee soorten regenwormen vertonen veel variatie tussen de jaren. De tendens is dat de gehalten in dempingmonsters lager zijn dan in referentiemonsters. Vanwege de grote variatie en het beperkt aantal onderzochte locaties zijn deze conclusies alleen met voorzichtigheid te trekken. Het PCB-gehalte in mollen bleek ook sterk variabel, in ruimte en in tijd. Mollen die in de T1-monitoring gevangen zijn op afgedekte Shredder en Huishoudelijk afval dempingen hebben significant hogere PCB-gehalten dan de dieren op de referentiepercelen. Het afdekken van de demping heeft voor deze dempingcategorieën de ecologische risico's onvoldoende weggenomen. De effectiviteit op langere termijn met betrekking tot het al dan niet optreden van herverontreiniging als gevolg van bioturbatie en capillaire opstijging werd niet onderzocht.

Trefwoorden: bodemverontreiniging, ecologische risico's, functiegerichte bodemsanering, regenworm, mol, PCB's, zware metalen

Dit rapport is gratis te downloaden van www.wageningenUR.nl/alterra (ga naar 'Alterra-rapporten' in de grijze balk onderaan). Alterra Wageningen UR verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2016 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, E info.alterra@wur.nl, www.wageningenUR.nl/alterra. Alterra is onderdeel van Wageningen UR (University & Research centre).

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Alterra-rapport 2703 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: Alterra Wageningen UR

Inhoud

	Woord vooraf	5
	Managementsamenvatting	7
1	Inleiding	13
	1.1 Achtergrond	13
	1.2 Doelstelling	14
	1.3 Leeswijzer rapport	14
2	Uitvoering onderzoek	16
	2.1 Locaties 2009 en 2012	16
	2.2 Methoden veldwerk	18
	2.3 Zware metalen en PCB's in regenwormen	18
	2.4 PCB's in mollen	19
	2.5 Beschrijving statistische analyses	19
3	Veldinventarisatie regenwormen	21
	3.1 Soortensamenstelling en dichtheden	21
	3.2 Populatieopbouw	24
	3.3 Ecologische groepen	26
	3.4 Conclusies veldinventarisatie	27
4	Bioaccumulatie in regenwormen	28
	4.1 Bioaccumulatie zware metalen in regenwormen	28
	4.1.1 Zware metalen in <i>A. caliginosa</i>	28
	4.1.2 Zware metalen in <i>L. rubellus</i>	30
	4.2 Bioaccumulatie PCB's in regenwormen	31
	4.2.1 PCB's in <i>A. caliginosa</i>	31
	4.2.2 PCB's in <i>L. rubellus</i>	32
	4.2.3 Effect afdekken op PCB-gehalten in regenwormen	34
	4.3 Effect dikte deklaag op bioaccumulatie in regenwormen	35
	4.4 Conclusies bioaccumulatie regenwormen	37
	4.4.1 Bioaccumulatie metalen	37
	4.4.2 Bioaccumulatie PCB's	37
	4.4.3 Synthese bioaccumulatie regenwormen	37
5	Bioaccumulatie PCB's in mollen	39
	5.1 Gevolgde aanpak statistische analyse	39
	5.2 Variatie in PCB-gehalten in referentiemollen	40
	5.2.1 Welke verschillen zijn er in PCB-gehalten?	40
	5.2.2 Invloed van omliggende dempingen en dikte deklaag	42
	5.2.3 Welke factoren kunnen de variatie in PCB-gehalte verklaren?	43
	5.3 Effectiviteit saneringsmaatregel	45
	5.4 Conclusies bioaccumulatie mollen	46
	5.4.1 Bioaccumulatie PCB's in mollen	46
	5.4.2 Synthese ecologische risico's	47

6	Synthese	48
6.1	Gekozen aanpak	48
6.2	Effectiviteit saneringsmaatregel	48
6.3	Toepassing en vooruitblik	50
6.3.1	Leerpunten en inzichten	50
6.3.2	Omgaan met restonzekerheden	51
6.3.3	Vooruitblik	52
	Literatuur	53
Bijlage 1	Veldwaarnemingen locaties T1-monitoring	54
Bijlage 2	Methode PCB opwerking en analyse	56
Bijlage 3	Variatie PCB-gehalte in mollen op referentiepercelen	57
Bijlage 4	Regressieanalyse mollen T1-monitoring	60

Woord vooraf

Dit rapport beschrijft de T1-monitoring van ecologische risico's na de uitvoering van maatregelen in het kader van actief bodembeheer van verontreinigde slootdempingen in de Krimpenerwaard. Het onderzoek is een vervolg op de locatiespecifieke beschrijving van de uitgangssituatie vóór herstelmaatregelen (T0-monitoring), en sluit aan op het eerdere 'Verificatieonderzoek Ecologie' onder auspiciën van Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard, verricht en gefinancierd door de provincie Zuid-Holland en Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem. De monitoring werd gefinancierd door de provincie Zuid-Holland.

Aan het project rond de ecologische monitoring hebben veel personen bijgedragen. Onze dank gaat uit naar Dirk van der Eijk, Ben Middendorp en Jan van der Veen (provincie Zuid-Holland); Leo van Ewijk, Theo Alink en Bianca Michielsen (Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard) en Meike Breedveld (Omgevingsdienst Midden-Holland) voor de inhoudelijke bijdragen. Voor het verzamelen van gegevens zijn Hans de Groot en dhr. Hofstede (Muskusrattenbestrijding, voorheen provincie Zuid-Holland, nu Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden) onmisbaar geweest voor het vangen van de mollen. Alterra-collega's Wim Dimmers, Dennis Lammertsma, Ruud van Kats en Laura Buijse hebben in het veld en in het laboratorium geholpen met het verwerken van de regenwormen en mollen. Tot slot bedanken wij de landeigenaren die toegang hebben verleend tot de voor het onderzoek geselecteerde percelen.

Managementsamenvatting

Historie verontreiniging Krimpenerwaard

In de Krimpenerwaard liggen circa 6500 slootdempingen en vuilstorten. Het dempingsmateriaal bevat in veel gevallen verontreinigingen, zodat voor de hele regio sprake is van één geval van ernstige bodemverontreiniging. Het gebiedsgericht 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 de landbouw (vooral veehouderij), natuur, recreatie of drinkwaterwinning in het gebied.

De dikte van de afdeklaag is op basis van eerder onderzoek aan landbouwkundige risico's vastgesteld op 40 cm. Omdat het dempingsmateriaal niet wordt verwijderd, is sprake van een bepaalde mate van restonzekerheid ten aanzien van de milieuhygiënische effecten ervan. Daarom is in 2005 met het bevoegd gezag afgesproken dat wordt gemonitord wat het effect is van het aanbrengen van de afdeklaag. Dit om de effectiviteit van deze maatregel uiteindelijk definitief te kunnen beoordelen.

Het afdekken van dempingen is een nieuwe vorm van omgang met bodemverontreiniging in het landelijk gebied en is in de Krimpenerwaard voor het eerst op grote schaal toegepast. De effectiviteit van de sanering wordt geëvalueerd op basis van monitoring van ecologische risico's.

De monitoring ecologie heeft de volgende doelstellingen;

1. Inzicht verkrijgen in de mate waarin ecologische risico's van de bodemverontreiniging op korte termijn afdoende worden weggenomen door de standaardmaatregel (aanbreng afdeklaag).
2. Eventueel optredende effecten door herverontreiniging van de schone deklaag op langere termijn tijdig in beeld te brengen.

Dit rapport geeft een afrondend overzicht van de resultaten van de T1-monitoring, waarin in een relatief korte tijd na afdekken (twee tot vier jaar) de effectiviteit van de maatregel wordt beoordeeld. De T1-monitoring is in twee fasen uitgevoerd op 23 locaties.

Voorbeeldfunctie aanpak Krimpenerwaard

De aanpak van de bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard geldt sinds 1998 als pilotproject van de ministeries van LNV en VROM (nu EZ en I&M), 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 is een uitwerking van het vernieuwde functiegerichte en gebiedsgerichte bodemsaneringsbeleid, en heeft als zodanig nationale en zelfs internationale uitstraling. Zowel de uitwerking van dit beleid als de wijze waarop dit werd onderbouwd met een nieuw ontwikkelde structuur voor ecologische risicobeoordeling in het landelijk gebied is 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 veenweidegebieden (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 breder, en worden de ontwikkelingen ook in het buitenland gevolgd. Het project heeft daarom grote demonstratieve betekenis.

Resultaten gekozen saneringsmaatregel

Voor de uitvoering van het Bodembeheerplan is de onafhankelijke Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (verder aangeduid met SBK) opgericht. Een belangrijk effect van het Bodembeheerplan is geweest dat er na de oprichting van de SBK duidelijkheid kwam voor de regio Krimpenerwaard: de SBK nam het beheer en – indien nodig – de afdekking van de slootdempingen over en de grondmobiliteit kwam hierdoor weer op gang.

De focus van de ecologische monitoring ligt op de potentie voor bioturbatie door regenwormen en doorvergiftigingsrisico's voor kleine zoogdieren en weidevogels die foerageren op deze regenwormen. De mol is hierbij representatief voor deze andere wormeneters. De kortetermijneffectiviteit van de saneringsmaatregel op de verschillende ecologische parameters en conclusie per dempingcategorie worden hieronder samengevat.

Samenvattende beoordeling van de effectiviteit van de saneringsmaatregel voor de verschillende categorieën dempingmateriaal op basis van monitoring op korte termijn. Een ✓ betekent dat de maatregel effectief is; een ⊗ betekent dat de demping significant negatief afwijkt van de referentie. BA = Bedrijfsafval; B&S = Bouw- en sloopafval; HHA = Huishoudelijk afval; SHR = Shredder afval.

Soort	Meting	BA	B&S	HHA	SHR	opmerkingen
Regenwormen	veldinventarisatie	⊗	✓	✓	✓	
	bioaccumulatie metalen	✓	✓	✓	✓	
	bioaccumulatie PCB's	⊗	✓	✓	✓	weinig locaties voor BA
Mol	bioaccumulatie PCB's	✓	✓	⊗	⊗	veel variatie tussen individuen weinig locaties voor HHA en SHR
Conclusie per categorie		⊗	✓	⊗	⊗	

Veldinventarisatie regenwormen

Het afdekken van de slootdemping heeft een beperkt negatief effect op de regenwormen-levensgemeenschap. Waarschijnlijk komt dit door de fysieke verstoring van het grondverzet op het weiland, en is de levensgemeenschap in de relatief korte periode na afdekken (twee tot vier jaar) daar nog niet helemaal van hersteld. Qua aantallen is de levensgemeenschap min of meer op hetzelfde niveau als in de T0-monitoring, maar er is wel een relatieve verschuiving in soortsaamenstelling vanwege betere habitatcondities voor dieper levende soorten.

De veldinventarisatie voor de categorie Bedrijfsafval laat zien dat de dichtheid en biomassa op de afgedekte demping nog significant lager zijn dan op de referentie. Het verschil is niet groot, en de mate waarin ecologische effecten zullen doorwerken, is in deze monitoring niet verder onderzocht. In het algemeen kan gesteld worden dat bij lagere dichtheden aan regenwormen de bodemprocessen waar regenwormen aan bijdragen, ook minder zullen verlopen (zoals bodemvruchtbaarheid, water-huishouding). Tevens is het voedselaanbod voor regenwormeneters (zoals weidevogels, mol) minder.

Bioaccumulatie in regenwormen

De tendens van de bioaccumulatiere resultaten wijst in de goede richting, d.w.z. dat na sanering minder contaminanten in de regenwormen terechtkomen. De bioaccumulatie van metalen in de twee onderzochte soorten regenwormen is op afgedekte dempingen zelfs lager dan op de naastgelegen referentie. Dit resultaat geeft aan dat afdekken met schone grond voor regenwormen effectief blijkt te zijn om blootstellingsrisico's te verminderen. Afdekken is hier dus een effectieve maatregel op de korte termijn en dat is een hoopgevende constatering. Voor metaalaccumulatie valt deze conclusie goed te onderbouwen, maar voor PCB-accumulatie is dat lastiger. De bioaccumulatie van PCB's in regenwormen varieert sterk tussen jaren. De gehalten zijn laag en liggen op de analytische ondergrens van wat goed gemeten kan worden. Het aantal locaties per type demping is beperkt. Deze factoren samen bemoeilijken de interpretatie. De PCB-accumulatie in de dieper levende soort is op één dempingtype (Bedrijfsafval) nog steeds significant verhoogd, voor de andere onderzochte dempingcategorie (Bouw- en sloopafval) is het gehalte in de dieper levende regenwormsoort op de demping significant lager. Over het geheel genomen – beide regenwormsoorten en alle onderzochte dempingcategorieën – is het beeld voorzichtig positief, aangezien de PCB-gehalten in de wormen op de afgedekte dempingen in de T1-monitoring gemiddeld lager zijn dan in de referenties.

Bioaccumulatie in mollen

De resultaten voor de bioaccumulatie in mollen, representatief voor andere wormen etende predatoren – zoals weidevogels –, laten een minder gunstige ontwikkeling zien. De saneringsmaatregel is niet

toereikend om bioaccumulatie terug te brengen tot referentieniveau voor de dempingtypen Shredder en Huishoudelijk afval. Voor deze dempingtypen blijkt er nog altijd sprake van significant verhoogde PCB-gehalten. De wetenschappelijke onderbouwing wordt gehinderd door het beperkte aantal locaties per dempingtype. Idealiter zouden voor elk dempingtype vijf locaties bemonsterd moeten worden voor voldoende statistisch betrouwbare bevindingen.

Vergeleken met regenwormen heeft de mol een groter territorium dan een enkele afgedekte slootdemping en ook een langere levensduur die meerdere monitoringsjaren kan omvatten. Bioaccumulatie van PCB's geeft dus een gespreider beeld in ruimte en tijd. Bij de interpretatie moet ook rekening worden gehouden met het feit dat de Krimpenerwaard als gebied in zijn geheel licht verontreinigd is. Vergeleken met gegevens uit het PIMM-programma (PIMM, 1990, 1991, 1993) zijn de PCB-gehalten in mollen op referentielocaties in de Krimpenerwaard aan de hoge kant.

Als monitoringsparameter staat de mol model voor een hoger trofisch niveau in het voedselweb, in het bijzonder voor weidevogels. De gebiedsgerichte natuurdoelstellingen voor de Krimpenerwaard omvatten onder meer duurzame populaties weidevogels. Het Verificatieonderzoek Ecologie heeft al sterke verbanden laten zien tussen blootstelling in het broedterritorium, verhoogde blootstelling in eieren en een sterke tendens tot verlaagd broedsucces van grutto's. De na afdekken onverminderd aangetroffen verhoogde PCB-gehalten in mollen op afgedekte shredder en huishoudelijk afval-dempingen duiden erop dat risico's voor weidevogels nog steeds aanwezig zijn of kunnen zijn.

Categoriegewijze beoordeling kortetermijneffectiviteit saneringsmaatregel

- Bedrijfsafval: voor twee monitoringsparameters is er nog een significant verschil, veldinventarisatie regenwormen en bioaccumulatie PCB's in regenwormen. Zoals al beargumenteerd, is de verwachting dat het ecologisch effect van de lagere biomassa en dichtheid regenwormen op de demping ten opzichte van de referentie beperkt is. De conclusie t.a.v. het ecologisch effect van significant hogere bioaccumulatie van PCB's in de dieper levende regenwormsoort op de afgedekte demping wordt nog bemoeilijkt door het kleine aantal onderzochte locaties. Echter, op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *niet* effectief is op de korte termijn voor de categorie Bedrijfsafval.
- Bouw- en sloopafval: voor alle monitoringsparameters is er geen significant verschil meer tussen metingen op de afgedekte demping en de referentie. Op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *wel* effectief is op de korte termijn voor Bouw- en sloopafval.
- Huishoudelijk afval: voor de regenwormen monitoringsparameters is er geen significant verschil meer tussen metingen op de afgedekte demping en de referentie. De bioaccumulatie van PCB's in de mol is nog wel significant hoger dan in de referentie, en ten opzichte van de T0-monitoring zelfs toegenomen. Deze toename wordt door één uitschieter veroorzaakt. Op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *niet* effectief is op de korte termijn voor de categorie Huishoudelijk afval.
- Shredder: voor de regenwormen monitoringsparameters is er geen significant verschil meer tussen metingen op de afgedekte demping en de referentie. De bioaccumulatie van PCB's in de mol is nog wel significant hoger dan in de referentie, en gelijk gebleven met de T0-monitoring. Op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *niet* effectief is op de korte termijn voor de categorie Shredder.

Opschaling naar weidevogels

Het extrapoleren van resultaten van de mol naar weidevogels – zoals de grutto – is nog een andere restonzekerheid. Hoewel mol en grutto beide regenwormen eten, is het aandeel van de dieper levende of oppervlakkig levende wormen in het dieet waarschijnlijk verschillend. Uit het Verificatieonderzoek bleek geen statistisch significant effect op de reproductie van de grutto, maar er was wel een duidelijke negatieve tendens (het aantal broedselobservaties was net te beperkt om het resultaat statistisch significant te maken). Er was wel een significante blootstelling in de eieren en kuikens van grutto en kievit. Dat er na afdekken van dempingen nog steeds PCB-blootstelling bij mollen valt te constateren, suggereert dat de effecten op weidevogels mogelijk evenmin zijn weggenomen. Aangezien weidevogels een primaire natuurdoelstelling vormen, moet op dit punt worden geconstateerd dat met de huidige gegevens niet kan worden gesteld dat de maatregel voldoende effectief is.

Langere termijn

De oorspronkelijke, ideale monitoringsopzet voorzag ook in een T2-monitoring – zeven tot tien jaar na afdekken – en in een T3-monitoring – vijftien tot twintig jaar na afdekken – om op de langere termijn de duurzame effectiviteit van de saneringsmaatregel te kunnen vaststellen en zo uit te kunnen sluiten dat herverontreiniging optreedt. De resultaten van de T1-monitoring laten zien dat een aantal effecten op de korte termijn wordt weggenomen. Over de duurzaamheid van de saneringsmaatregel kunnen geen uitspraken gedaan worden. De verwachting is wel dat de regenwormenlevensgemeenschap zich in de tijd nog verder kan herstellen. Daarentegen wordt de bioaccumulatie van metalen en PCB's in regenwormen niet vanzelf minder. De hogere gehalten van zowel metalen als PCB's in de dieper levende regenwormsoort vergeleken met de oppervlakkig levende soort geven wel aan dat het contact met de bron van de verontreiniging is blijven bestaan. De mogelijkheid van toekomstige herverontreiniging door bioturbatie en capillaire opstijging valt daarom niet uit te sluiten.

Huidig beleid

De Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard is eind jaren negentig opgericht. De bodemwetgeving is sindsdien veranderd: afgelopen jaren is in de wetgeving de overgang gemaakt van saneren naar het beschermen, benutten en beheren van de bodem. Daarbij is sinds de jaren negentig meer bekend over de risico's die samenhangen met de aanwezigheid van het dempingmateriaal. Uit onderzoek is gebleken dat de aanwezigheid van verontreinigd dempingsmateriaal niet leidt tot actuele humane, ecologische of verspreidingsrisico's.

Als er geen sprake is van actuele risico's, geldt er geen actieve saneringsplicht. Volgens de vigerende circulaire Wet Bodembescherming hoeft dan geen spoedige sanering te worden uitgevoerd en kan sanering plaatsvinden als nieuwe ontwikkelingen, zoals bouwactiviteiten of herinrichting van een locatie of gebied, daartoe aanleiding geven. Hiervoor moet een saneringsplan worden opgesteld. Als is vastgesteld dat niet met spoed hoeft te worden gesaneerd, geldt er geen termijn voor het uitvoeren van een sanering. Gezien het voorgaande kan er worden volstaan met het beheer van de dempingen.

De Stichting wordt in 2016 ontbonden. Alle aangegane verplichtingen van de SBK met landeigenaren worden door de provincie Zuid-Holland overgenomen. Alhoewel er geen sprake meer is van een actieve saneringsplicht, worden de dempingen waarvoor een privaatrechtelijke overeenkomst is afgesloten nog wel afgedekt. De werkzaamheden worden door de Omgevingsdienst Midden-Holland uitgevoerd, namens de provincie. De eigenaar is verantwoordelijk voor het beheer van de deklaag.

Vooruitblik

De ecologische monitoring uitgevoerd in achtereenvolgens het Verificatieonderzoek Ecologie (Faber *et al.*, 2004), de T0-monitoring (Faber *et al.*, 2009) en deze T1-monitoring heeft veel inzichten opgeleverd in de ecologische risico's in de Krimpenerwaard van de bodemverontreiniging. De gevolgde aanpak van het afdekken van slootdempingen met een voldoende dikke en schone leeflaag en de categoriegewijze beoordeling, is in grote lijnen effectief gebleken.

De volgende leerpunten kunnen geïdentificeerd worden op basis van de ervaringen in de Krimpenerwaard.

- Het gebiedsproces is losgetrokken. De oprichting van de SBK, die wel het beheer maar niet het eigendom van de gedempte sloot overneemt van de landeigenaar, heeft een direct positief effect gehad op de grondmobiliteit.
- De maatschappelijke betekenis van het gehele traject in de Krimpenerwaard, met Verificatieonderzoek en ecologische monitoring, is groot geweest. Stakeholders zijn betrokken geraakt en zijn meegenomen in de meerwaarde van wetenschappelijk onderzoek. De ervaringen opgedaan in de Krimpenerwaard zijn geïncorporeerd in de huidige Maatschappelijke afweging (uitgewerkt in de Circulaire bodemsanering, Stap 3 in NEN 5737). De voorbeeldfunctie van de Krimpenerwaard zou nog meer kunnen worden benut.
- Gedurende het traject is de perceptie veranderd op welke wijze omgegaan wordt met bodemverontreiniging. De nadruk op saneren is overgegaan naar een functiegerichte aanpak waarin het beheren van de aanwezige verontreiniging ook een optie is.

Risicobeheer

De studies in de Krimpenerwaard hebben als focus gehad het vaststellen van ecologische risico's van aanwezige bodemverontreiniging door in relevante biota (regenwormen en mol) blootstelling en effecten te meten. Uit de resultaten blijkt dat er nog restonzekerheden (voort)bestaan:

1. in de bioaccumulatie van PCB's in de dieper levende regenwormsoort;
2. de opname van PCB's in de voedselketen door regenwormeneters (mol en weidevogels);
3. de effectiviteit van de maatregel op de langere termijn.

Hoewel er nog wel sprake is van restonzekerheden, zal het verder reduceren van deze onzekerheden geen nieuwe inzichten geven voor het effectief beheren van risico's. Het risicobeheer moet zich dus richten op een effectief beheer van risico's voor regenwormeneters, nu en op de langere termijn. Het op dikte houden van een schone afdeklaag is hierbij een eerste aandachtspunt. Er kan ook worden gedacht aan een verzwaring van de saneringsmaatregel, hetzij door toepassing van een dikkere afdeklaag, al dan niet in combinatie met een folie. Andere opties kunnen wellicht worden gevonden onder de Handelingsperspectieven ecologische risico's (beschikbaar via website Risicotoolbox bodem).

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

De Krimpenerwaard is een ca 12.000 ha groot veenweidegebied in het Zuid-Hollandse deel van het Groene Hart. In het verleden zijn hier sloten gedempt met deels bodemvreemde materialen. Op dit moment zijn ca 6.900 geregistreerde dempingen bekend. In de jaren negentig van de vorige eeuw heeft de veranderende juridische aansprakelijkheid bij grondmobiliteit en de onduidelijkheid over de schadelijke gevolgen van deze dempingen voor het milieu en de landbouw geleid tot een terughoudende opstelling van grondeigenaren bij de ruil of aankoop van percelen grond. Hierdoor stagneerde de grondmobiliteit (ruilverkaveling als voorloper van het Veenweidepact) en daarmee de ontwikkelingen voor de groene functies: landbouw, natuur en recreatie.

In 1998 hebben dertien betrokken partijen een bestuursovereenkomst afgesloten voor het oplossen van de problematiek rondom de slootdempingen in de Krimpenerwaard, gekoppeld aan de aanpak van de landinrichting. Een onderdeel van deze bestuursovereenkomst vormt de uitvoering van het 'gebiedsgericht Bodembeheerplan Slootdempingen Krimpenerwaard', dat gelijktijdig met de bestuursovereenkomst is vastgesteld. Voor de uitvoering van dit Bodembeheerplan is de onafhankelijke Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (verder aangeduid met SBK, of de Stichting) opgericht. Na de oprichting van de Stichting kwam er duidelijkheid voor de regio Krimpenerwaard: de SBK nam het beheer en (indien nodig) de afdekking van de slootdempingen over en de grondmobiliteit kwam hierdoor weer op gang.

Het gebiedsgericht 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 demping geen beperking vormen voor beoogde functies landbouw (vooral beweiding), natuur, recreatie en drinkwaterwinning in het gebied. De SBK is belast met de uitvoering van het bodembeheerplan.

Als standaardmaatregel is het aanbrengen van gebiedseigen grond of gebiedseigen baggerspecie met een blijvende dikte van minimaal 40 cm voldoende, al dan niet in combinatie met het egaliseren van het stortmateriaal. Tevens kan grond van buiten het gebied worden gebruikt als afdekgrond mits deze van betere of vergelijkbare kwaliteit is. Ook toegestaan als standaardmaatregel is het afdekken van het stortmateriaal met een isolerende voorziening ter voorkoming van contact met de verontreinigingen in de vorm van een gesloten verharding of een half open verharding van ten minste 0,2 m dik ten behoeve van een rijpad of erfverharding.

Omdat het dempingsmateriaal niet wordt verwijderd, is sprake van een bepaalde mate van restonzekerheid ten aanzien van de milieuhygiënische effecten ervan. Daarom is in 2005 met het bevoegd gezag afgesproken dat wordt gemonitord wat het effect is van het aanbrengen van de afdeklaag. Dit om de effectiviteit van deze maatregel uiteindelijk definitief te kunnen beoordelen.

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 standaard bodembeheermaatregel, het afdekken van slootdempingen met grond met een gebiedseigen goede kwaliteit en dikte. De focus van de ecologische monitoring ligt daarbij op de potentie voor bioturbatie¹ door regenwormen en doorvergiftigingsrisico's voor kleine zoogdieren en weidevogels die foerageren

¹ Bioturbatie = het verstoren, omwoelen, mengen en herschikken van bodem door levende organismen, meestal dieren.

op deze regenwormen. Deze monitoring wordt uitgevoerd om de effectiviteit² van de saneringsmaatregel te kunnen vaststellen 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.

De aanpak van de bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard geldt sinds 1998 als pilotproject van de ministeries van LNV en VROM (nu EZ en I&M), 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 is een uitwerking van het vernieuwde functiegerichte en gebiedsgerichte bodemsaneringsbeleid, en heeft als zodanig nationale en zelfs internationale uitstraling. Zowel de uitwerking van dit beleid als de wijze waarop dit werd onderbouwd met een nieuw ontwikkelde structuur voor ecologische risicobeoordeling in het landelijk gebied is 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 veenweidegebieden (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 Doelstelling

De monitoring ecologie heeft de volgende doelstellingen:

1. Inzicht verkrijgen in de mate waarin ecologische risico's van de bodemverontreiniging op korte termijn afdoende worden weggenomen door de standaardmaatregel. Door op korte termijn te monitoren kan z.s.m. uitgesloten worden dat de maatregel ontoereikend is, voordat alle sloten afgedekt zijn.
2. Eventueel optredende effecten door herverontreiniging³ van de schone deklaag op langere termijn tijdig in beeld krijgen.

Om de ontwikkelingen na sanering goed te kunnen volgen, zou er idealiter meerdere keren gemonitord moeten worden (Faber *et al.*, 2009). De provincie heeft ervoor gekozen om alleen een T1-monitoring uit te laten voeren, tussen twee en vier jaar na afdekken, om vast te stellen dat bestaande ecologische risico's inderdaad worden weggenomen door de saneringsmaatregel. Faber *et al.* (2009) stellen ook voor om na langere tijd te monitoren: T2-monitoring na zeven tot tien jaar en T3-monitoring na vijftien tot twintig jaar, om te kunnen vaststellen dat de oplossing duurzaam is en er geen herverontreiniging optreedt. Dit in de wetenschap dat bodemprocessen langzaam verlopen: een eventuele herverontreiniging door bioturbatie of opwaartse capillaire aanzuiging zal waarschijnlijk pas na verloop van vele jaren tot nieuwe ongewenst hoge concentraties in bodem, bodemleven en bovengrondse biota leiden.

1.3 Leeswijzer rapport

De samenhang tussen de hoofdstukken, die deels verdiepend en deels grote lijnen zijn, wordt weergegeven in Figuur 1.

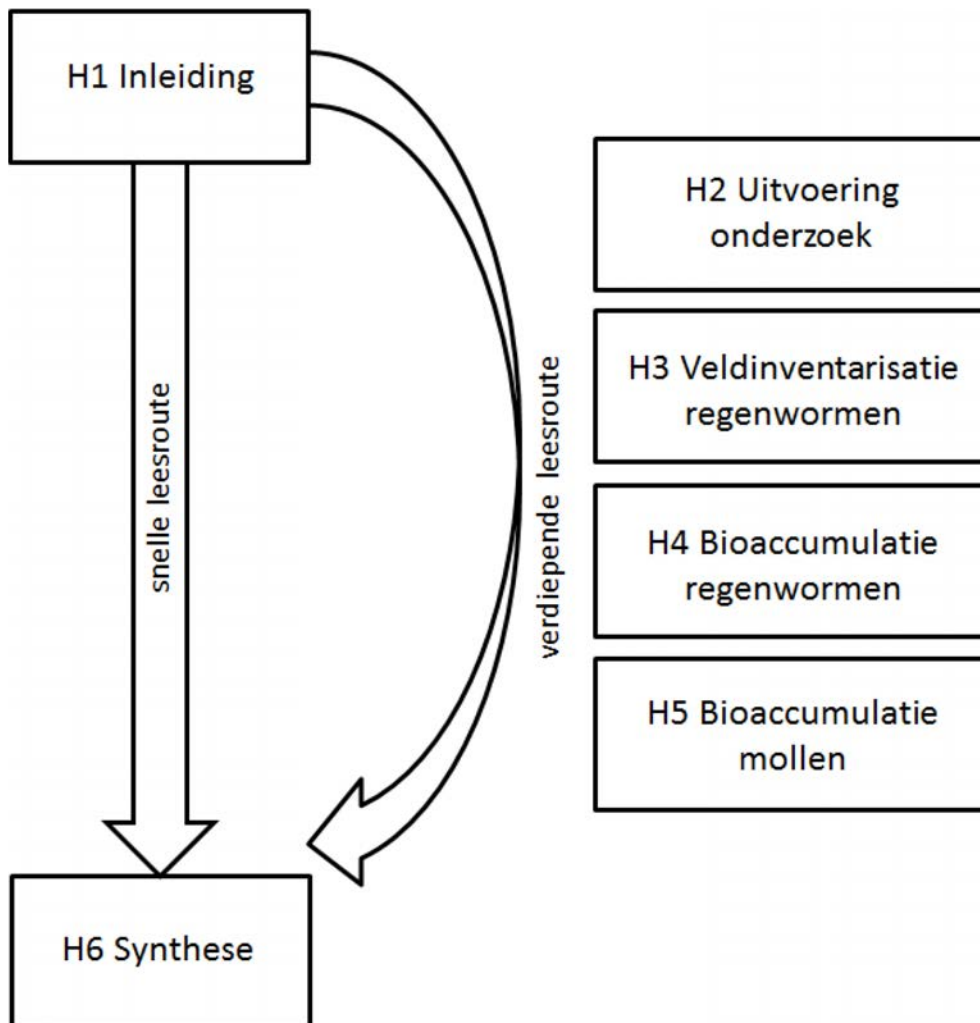
In de verdiepende hoofdstukken wordt de uitvoering van het onderzoek beschreven, inclusief de gevolgde statistische analyse (hoofdstuk 2). De resultaten worden achtereenvolgens in hoofdstuk 3

² In de oorspronkelijke opzet werd de monitoring ook op langere termijn voorzien, om te kunnen beoordelen of de standaardmaatregel op termijn ook duurzaam is. Door veranderende beleidsmatige prioriteiten wordt deze langetermijnevaluatie, evenals een volledige uitvoering van de T1-fase, niet ten uitvoer gebracht.

³ Herverontreiniging = het opnieuw verontreinigd raken van schone grond.

(veldinventarisatie regenwormen), hoofdstuk 4 (bioaccumulatie⁴ van metalen en PCB's in regenwormen) en hoofdstuk 5 (bioaccumulatie van PCB's in mollen) beschreven.

Hoofdstuk 6 geeft een synthese van de belangrijkste uitkomsten van de T1-monitoring, met de verbinding naar de toepassing van de resultaten door het bevoegd gezag.



Figuur 1 Leeswijzer rapport

⁴ Bioaccumulatie = De opeenhoping van een lichaamsvreemde chemische stof in een organisme. Door bioaccumulatie worden milieugevaarlijke en/of toxische stoffen opgenomen door een organisme, zodanig dat de concentratie in het organisme hoger is dan in de omgevende matrix (bodem).

2 Uitvoering onderzoek

2.1 Locaties 2009 en 2012

Na de nulmeting van het monitoringsonderzoek (voor het afdekken van slootdempingen) is de eerste fase van het monitoringsonderzoek van start gegaan, de T1-monitoring. Hierbij wordt tussen de twee en vier jaar na het afdekken van de dempingen een veldinventarisatie van regenwormen uitgevoerd, zware metalen en PCB's in regenwormen gemeten en mollen gevangen voor PCB-analyses.

Bij de T1-monitoring is dezelfde methode gebruikt als bij de nulmeting. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar Alterra-rapport 1814, "Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer in de Krimpenerwaard" (Faber *et al.*, 2009). De locaties voor de T1-monitoring zijn geselecteerd op basis van het tijdstip van afdekken. Dertien locaties zijn in het najaar van 2009 bemonsterd, tien locaties zijn in het najaar van 2012 bemonsterd voor de T1-monitoring (Tabel 1). Voor de mollen zijn aanvullend op de dempingslocaties in 2009 tien referentielocaties bemonsterd, en in 2012 vijf (Tabel 2).

Per categorie is in de T0-monitoring een verschillend aantal locaties onderzocht, dit aantal is per categorie geoptimaliseerd om statistisch significante verschillen tussen demping en referentie aan te kunnen tonen. De oorspronkelijke opzet van de monitoring was dat voor alle T0-locaties een T1-monitoring wordt uitgevoerd. Het aantal daadwerkelijk onderzochte locaties in T1 verschilt per categorie (zie Tabel 1). Voor Bedrijfsafval zijn acht van de twaalf locaties onderzocht; voor Bouw- en Sloopafval zijn vijf van de zestien locaties onderzocht en zijn drie locaties inmiddels afgefallen; voor Huishoudelijk afval zijn vijf van de negen locaties onderzocht; voor Shredder vijf van de dertien en zijn drie locaties inmiddels afgefallen.

In het veld zijn van alle locaties de coördinaten vastgelegd en zijn opvallende zaken genoteerd. Coördinaten en veldwaarnemingen zijn beschreven in Bijlage 1. De bemonstering voor regenwormen is uitgevoerd in 2009 tussen 26 oktober en 2 november, in 2012 tussen 23 oktober en 27 oktober. De bemonstering voor mollen is in 2009 eind oktober uitgevoerd, en in 2012 begin november.

Tabel 1

Locaties Ecologische monitoring Krimpenerwaard. NA is nog af te dekken.

Type demping	Locatiecode SBK	afgedekt	T1
Bedrijfsafval	38az02224	NA	-
	38az02247	2011	-
	38bz01193	2008	2012
	38bz01259	2007	2009
	38bz01337	2008	2012
	38bz02020	2007	2009
	38bz02030	2007	2009
	38bz02380	2008	2012
	38bz05406	2007	2009
	NW00144	2008	2012
	NW00194b	2011	-
	NW00388	NA	-
Bouw- en sloopafval	38az00055	NA	-
	38az02057	2012	-
	38az02227	2013	-
	38bz00701	2008	2012
	38bz02069 *	Vervalt	-
	38bz02071 *	Vervalt	-
	38cn02268 *	2008	2012
	38cn02306	2006	2009
	38cn02328	2006	2009
	38dn02013	2013	-
	38dn02017	2006	2009
	NW00114 *	Niet in overeenkomst	-
	NW00193a *	2011	-
	NW00193b *	2011	-
	NW00291 *	NA	-
	NW00383 *	2014	-
Huishoudelijk afval	38az02132	2011	-
	38bz00163	2006	2009
	38bz02401	2008	2012
	38bz02410	2008	2012
	38cn02224	2013	-
	NW00010	NA	-
	NW00013	2014	-
	NW00225	2007	2009
	NW00412	2006	2009
Shredder	38az00412	2005	2009
	38az00563 *	Voldoende afdeklaag	-
	38az00631 *	2013	-
	38az02059 + 38az00285	NA	-
	38az06107	2010	2012
	38az06108	2010	2012
	38az08015 *	Vervalt	-
	38bz00600	2006	2009
	38bz01066	NA	-
	38bz02007 *	NA	-
	38bz05423 *	NA	-
	NW00016 *	Niet in overeenkomst	-
	NW00111	2006	2009

* = alleen mol bemonsterd in T0-monitoring 2007

Tabel 2

Referentielocaties mollen T1-monitoring.

Kadastrale code	Jaar bemonstering
BAB00A6285, nieuw nummer BAB00A9243	2009
BAB00C4565, nieuw nummer BAB00C5013	2009, 2012
BKW00A57	2009, 2012
GDR02B665	2009, 2012
GDR02B894	2009
LKK00A1836	2009
ODK04A3587	2009
ODK04B3256	2012
SHV00F433	2009
SWK02A3103	2009
VLI00A478, nieuw nummer VLI00A1205	2009, 2012

2.2 Methoden veldwerk

Op vier categorieën dempingen, bedrijfsafval (BA), bouw- & sloopafval (B&S), huishoudelijk afval (HHA) en shredder (SHR), wordt de regenwormengemeenschap geïnventariseerd en de benodigde wormen worden bewaard voor aanvullende bioaccumulatiebepalingen. De gevolgde methode en bemonsteringsperiode zijn gelijk aan de T0-monitoring (Faber *et al.*, 2009)

In het kort: per locatie worden vijf plaggen gestoken op de afgedekte demping en twee plaggen naast de afgedekte demping ter referentie. Elke plag is 30 x 30 cm groot en 20 cm diep. Plaggen worden als geheel meegenomen naar het laboratorium en opgeslagen in een klimaatkamer bij 10 °C en continu licht. De plaggen zijn zo snel mogelijk, maar in ieder geval binnen 22 dagen, uitgezocht, waarbij alle regenwormen op soort zijn gedetermineerd volgens Sims & Gerard (1985) en het ontwikkelingsstadium is bepaald, geteld en gewogen. Voor verdere verwerking van de data zijn de gegevens van de vijf plaggen op de afgedekte demping en de twee plaggen als referentie samengevoegd tot één dempingmonster en één referentiemonster per locatie. De bemonstering is steeds in het najaar (eind september-oktober) uitgevoerd.

2.3 Zware metalen en PCB's in regenwormen

Voor de bioaccumulatieanalyses zijn onbeschadigde adulte exemplaren van *Aporrectodea caliginosa* (dieper levende soort) en *Lumbricus rubellus* (oppervlakkig levende soort) gebruikt voor chemische analyses, voor zover er genoeg materiaal voorhanden was. Wanneer dit niet het geval was, zijn er subadulte exemplaren doorgemeten. Per locatie zijn de wormen uit het dempingmonster en het referentiemonster doorgemeten. Wormen voor zwaremetaalanalyses zijn ingevroren in glazen potjes met een plastic deksel en vervolgens gevriesdroogd. Wormen voor PCB-analyses zijn ingevroren in potjes met aluminium deksel. Voor invriezen zijn alle wormen gedurende 48 uur gehongerd, zodat er zich geen grond meer in het darmkanaal bevond. Alle monsters zijn na samenvoeging aangeleverd aan de laboratoria voor analyse.

Zware metalen zijn op alle locaties gemeten. PCB's zijn niet op alle locaties gemeten, alleen op de dempingtypen waar in de T0-monitoring een verschil tussen demping en referentie was aangetoond. Op sommige afgedekte dempingen werden onvoldoende individuen aangetroffen om beide analyses uit te kunnen voeren.

Zware metalen (cadmium, koper, zink en lood) zijn geanalyseerd door het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem, Environmental Sciences Group van Wageningen UR. PCB's zijn geanalyseerd door het laboratorium van het team Ecological Risk Assessment van Alterra. De methode van extractie en analyse van PCB's is beschreven in Bijlage 2. In totaal zijn er 23 PCB-congeneren geanalyseerd. In

de verdere dataverwerking en statistische analyse van de PCB-resultaten wordt de som van 23 PCB's gebruikt. Aanvullend voor de regenwormen zijn de twee congenereën getoetst die in de meeste regenwormen zijn gedetecteerd, te weten PCB101 en PCB153.

2.4 PCB's in mollen

Per locatie zijn mollen gevangen op de afgedekte demping, tenzij mollen geen territoria op de demping hadden. Dan is gezocht naar overige mollen in het weiland. Op sommige locaties konden geen mollen worden gevangen. Ter referentie zijn in (toekomstige) natuurgebieden extra mollen gevangen. Er zijn in de T1 in de mollen geen metalen gemeten, aangezien er geen verschillen waren in de metaalgehalten in de T0-monitoring tussen referenties en dempingen. Per locatie zijn maximaal drie dieren gevangen, die alle zijn geanalyseerd. Zo kan een indruk verkregen worden van de variatie tussen individuen die op dezelfde locatie gevangen worden.

De levers zijn na sectie in glazen potjes met een aluminium deksel ingevroren (-20 °C) totdat ze werden aangeleverd aan het laboratorium van het team Ecological Risk Assessment van Alterra voor PCB-analyse (Bijlage 2).

2.5 Beschrijving statistische analyses

Regenwormen

De wijze van regenwormen bemonsteren, heeft voor elke locatie een gepaarde waarneming van referentiemonster en dempingmonster opgeleverd. De dataset van alle bemonsteringen samengevoegd, geeft waarnemingen voor de verschillende typen demping, de referentiemonsters van alle locaties is hiervoor gecombineerd tot een gebiedseigen referentie. Met deze dataset zijn twee statistische analyses uitgevoerd.

1. Een gepaarde t-toets

Hiervoor is elk beschikbaar paar demping en referentie gebruikt. Deze toets test of er een systematisch verschil is tussen demping en referentie. Let op: deze toets is vanaf $n=5$ betrouwbaar, de $T=1$ -dataset is nog net niet toereikend genoeg. Het voordeel van deze toets is dat deze niet beïnvloed wordt door eventuele verschillen tussen jaren of locaties die door andere factoren worden veroorzaakt (klimaat, maaibeheer). De toets beoordeelt of de ene categorie systematisch hoger of lager is dan de andere categorie, door te toetsen of het verschil tussen de twee behandelingen (referentie en demping) significant afwijkt van 0. Deze toets liet in de T0 voor een aantal regenwormenparameters significante verschillen zien tussen demping en referentie. De verwachting is dat door het afdekken van de slootdemping er geen significante verschillen meer zijn tussen demping en referentie.

2. Een ANOVA-toets

ANOVA is *Analysis of Variance*, en toetst het effect van een of meerdere factoren (in dit geval behandeling = type demping) op het gemiddelde per behandeling. De toets vergelijkt de variantie binnen een behandeling met de variantie tussen behandelingen en geeft aan of er een verschil is tussen de typen onderliggende demping en de gebiedseigen referentie. Hiervoor zijn alle T1-data van 2009 en 2012 samengevoegd, waarbij alle referentiemonsters zijn gecombineerd. Concentraties zijn $\log(x+1)$ getransformeerd. De verwachting is dat door het afdekken van de demping er geen significant verschil meer is tussen de verschillende dempingtypen en referentie.

Mollen

De data aan PCB-accumulatie in de lever van de mollen zijn op de volgende wijze geanalyseerd. In totaal zijn er in T0 en T1 113 individuen bemonsterd. Per individu zijn de volgende kenmerken gemeten: lengte, gewicht, gewicht lever, leeftijd, sekse. Van de vanglocatie zijn de volgende kenmerken bekend: type demping, werkelijk aanwezig (voor referentielocaties), aantal dempingen in aanliggende weilanden en categorie demping in aanliggende weilanden.

Omdat de actieradius van een mol, in tegenstelling tot die van een regenworm, groter is dan de slootdemping, kan er niet in de directe omgeving van een slootdemping een goede referentielocatie bemonsterd worden. Er zijn daarom aparte referentielocaties bemonsterd elders in de Krimpenerwaard. Omdat er dus geen gepaarde waarnemingen zijn, kon er geen gepaarde t-toets uitgevoerd worden.

De PCB-concentraties in de lever zijn op de volgende wijzen statistisch getoetst.

1. Een ANOVA-toets

ANOVA is *Analysis of Variance*, en toetst het effect van een of meerdere factoren (in dit geval factor = type demping) op het gemiddelde per behandeling. Hierbij wordt getoetst of er een verschil is tussen de typen onderliggende demping en de referentie. Hiervoor zijn alle T1-data van 2009 en 2012 samengevoegd. PCB-concentraties zijn $\log(x+1)$ getransformeerd. Als er op een weiland meerdere mollen waren gevangen, is het gemiddelde berekend en dat gebruikt in de locatie. De verwachting is dat door het afdekken van de demping er geen significant verschil meer is tussen de verschillende dempingtypen en referentie.

Er is ook een 2-factor ANOVA uitgevoerd, met type demping en monitoring (T0 of T1) als de factoren. Als de sanering effectief is, moet dit blijken uit een significant verschil tussen monitoring, en geen significant verschil tussen demping. Het effect van de afdeklaag is per dempingtype nog geanalyseerd door T0 en T1 met elkaar te vergelijken met behulp van een t-toets.

2. Multipele lineaire regressie

Met lineaire regressie wordt het lineaire verband berekend tussen een vooraf gekozen responsvariabele en een predictorvariabele. In multipele lineaire regressie worden meerdere predictorvariabelen gebruikt. Hiervoor zijn de meetgegevens van alle individuele mollen gebruikt. Als responsvariabele is de logconcentratie van de som van 23 PCB's gebruikt. Als voorspellende variabele is de complete set gegevens aan zowel de mol zelf (zoals lengte, gewicht, sekse, leeftijd) en vanglocatie (type demping, aantal dempingen in de omgeving, jaar van monitoring) gebruikt.

3 Veldinventarisatie regenwormen

Dit hoofdstuk beschrijft de resultaten van de veldinventarisatie van regenwormen. Hiertoe zijn de verschillende soorten, de ontwikkelingsstadia en de dichtheden per soort bepaald. De gegevens van de eerste (2009) en tweede (2012) tranche T1-monitoring worden apart weergegeven, en vergeleken met de T0-monitoring. Verschillen kunnen iets zeggen over veranderingen in het gebied door het afdekken van slootdempingen.

Het afdekken van de slootdempingen heeft ervoor gezorgd dat de nadelige effecten van de slootdemping op soortensamenstelling en aantallen zijn weggenomen. De leeftijdsopbouw van de wormengemeenschap is enigszins verschoven naar minder adulten in de populatie. Dit kan worden opgevat als een teken van verstoring, maar in dit geval waarschijnlijk van de fysieke verstoring van grondverzet. De verdeling over de verschillende ecologische groepen is verschoven naar meer dieper levende soorten en minder oppervlakkig levende soorten. Net als in de T0-monitoring zijn pendelende regenwormen maar incidenteel bemonsterd.

3.1 Soortensamenstelling en dichtheden

Tijdens de T0-monitoring in 2005 zijn twaalf soorten regenwormen aangetroffen, in 2007 tien soorten, tijdens de T1-monitoring in 2009 zijn er negen soorten aangetroffen en in 2012 zes soorten (Tabel 3). De soort *A. caliginosa* met ondersoorten *A. caliginosa caliginosa* en *A. caliginosa tuberculata* worden hier als één soort beschouwd, aangezien er in 2007 en 2012 niet tot op ondersoort werd gedetermineerd. Omdat er jaar tot jaar verschillen in regenwormendichtheden zijn, worden de resultaten van de T1-monitoring uitgesplitst per jaar beschreven. In de conclusies worden de twee monitoringsjaren samen behandeld.

Tabel 3

Aangetroffen soorten in de verschillende jaren. Bemonsterd aantal locaties was in 2005 23, in 2007 5, in 2009 12 en in 2012 10.

Soort	2005	2007	2009	2012
<i>Allolobophora chlorotica</i>	x	x	x	x
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	x	x	x	x
<i>Aporrectodea caliginosa caliginosa</i>			x	
<i>Aporrectodea caliginosa tuberculata</i>	x		x	
<i>Aporrectodea cupulifera</i>	x	x	x	
<i>Aporrectodea longa</i>	x		x	
<i>Aporrectodea rosea</i>	x	x	x	x
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	x	x		
<i>Dendrobaena octaedra</i>	x	x		
<i>Eiseniella tetraedra</i>	x	x		x
<i>Lumbricus castaneus</i>	x	x	x	x
<i>Lumbricus rubellus</i>	x	x	x	x
<i>Lumbricus terrestris</i>	x		x	
<i>Octolasion tyrtaeum tyrtaeum</i>	x	x	x	

Twee soorten (*Dendrodrilus rubidus* en *Dendrobaena octaedra*) zijn in de T1-monitoring niet aangetroffen (Tabel 3), terwijl *Eiseniella tetraedra* slechts op één locatie in 2012 is aangetroffen. In de T0-monitoring zijn *D. octaedra* en *E. tetraedra* incidenteel aangetroffen, *D. octaedra* één keer op een

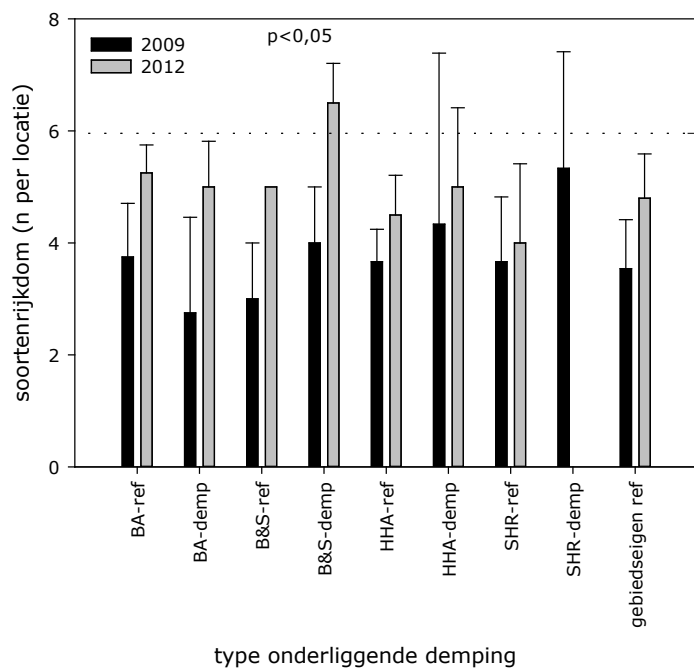
dempinglocatie en *E. tetradra* vijf keer, alle keren op dempinglocaties. *D. rubidus* is in 26 monsters tijdens de nulmeting aangetroffen, zowel op de demping als op de referentiegronden. Een mogelijke reden voor de afwezigheid in de T1-monitoring kan gevonden worden in de ecologie van deze soorten. Het zijn oppervlakkig levende soorten, afhankelijk van dood plantmateriaal aan het bodemoppervlak ("strooisel") als voedselbron. Met het afdekken van de demping zal de beschikbaarheid van voedsel in de eerste jaren tijdelijk zijn verminderd. Door hun kleine formaat (volwassen exemplaren zijn ongeveer 3 cm) zijn de dispersieafstand en -snelheid van rekolonisatie waarschijnlijk gering. De dempingen zijn afgedekt met een 1:10 talud naar de rest van het weiland. Er is dus ook een deel van het naastgelegen weiland afgedekt. Dit is een mogelijke verklaring voor de afwezigheid van deze soorten in de naastgelegen referentiemonsters.

Op de meeste locaties worden *L. rubellus*, *A. caliginosa* en *A. chlorotica* aangetroffen. In de T1-monitoring in 2009 was het voorkomen van *L. rubellus* wel gedaald ten opzichte van de T0-monitoring, maar in 2012 is deze soort op bijna alle locaties weer aangetroffen. De soorten die gedaald zijn in aantallen komen voornamelijk uit dezelfde ecologische groep van oppervlakkig levende soorten. De in aantallen toegenomen soorten komen voornamelijk uit de ecologische groep van dieper levende soorten. Mogelijk is door het opbrengen van de deklaag tijdelijk een voedseltekort ontstaan voor de oppervlakkig levende soorten. De oppervlakkig levende soorten eten voornamelijk strooisel en de dieper levende soorten voornamelijk grond.

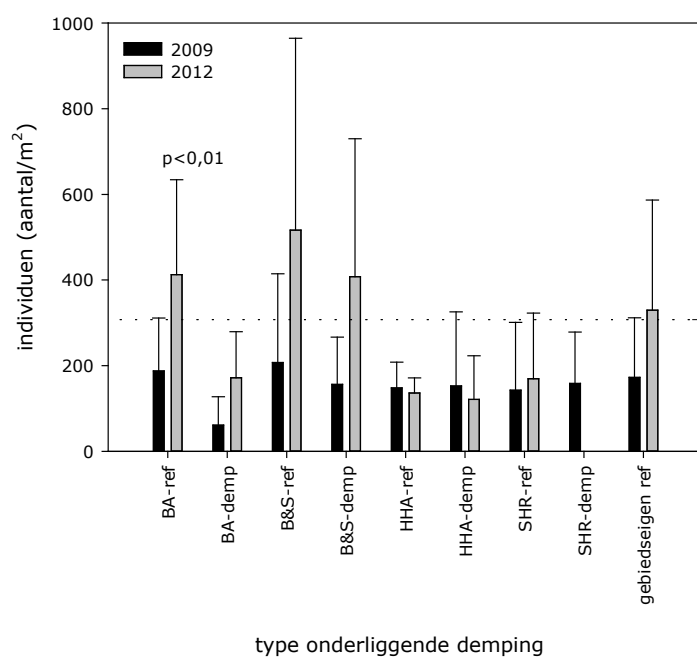
Op sommige afgedekte dempingen werden geen regenwormen aangetroffen. Dit kan veroorzaakt worden door eigenschappen van de aangebrachte grond, bijvoorbeeld rijping van bagger of doordat de afgedekte demping hoger en droger gelegen is. In combinatie met de trage dispersie die regenwormen eigen is, is de relatief korte tijd na afdekken (twee tot vier jaar) mogelijk onvoldoende geweest voor herkolonisatie van de grond.

In Figuur 2-4 wordt het gemiddeld aantal soorten, de gemiddelde dichtheid en de gemiddelde biomassa weergegeven per type afgedekte demping, uitgesplitst voor de twee monitoringsjaren 2009 en 2012. De soortenrijkdom (Figuur 2) is in 2012 hoger dan in 2009, en iets lager dan de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring (weergegeven met de gearceerde lijn). Verschillen tussen demping en referentie zijn vergeleken met een gepaarde t-toets, de gegevens van 2009 en 2012 werden hierbij samengevoegd. Alleen voor het dempingstype B&S blijkt er een significant verschil in aantal soorten, waarbij er op de demping meer soorten werden aangetroffen dan op de naastgelegen referentie (demping gemiddeld 5, referentie gemiddeld 4, gepaarde t-toets, $p < 0,05$). Het verschil is niet groot, een mogelijke verklaring kan het bemonsterd oppervlak zijn. Op de demping zijn 5 steken gecombineerd, op de naastgelegen referentie steeds 2. Bij een groter bemonsterd oppervlak monsters is de kans groter dat er meer soorten worden aangetroffen.

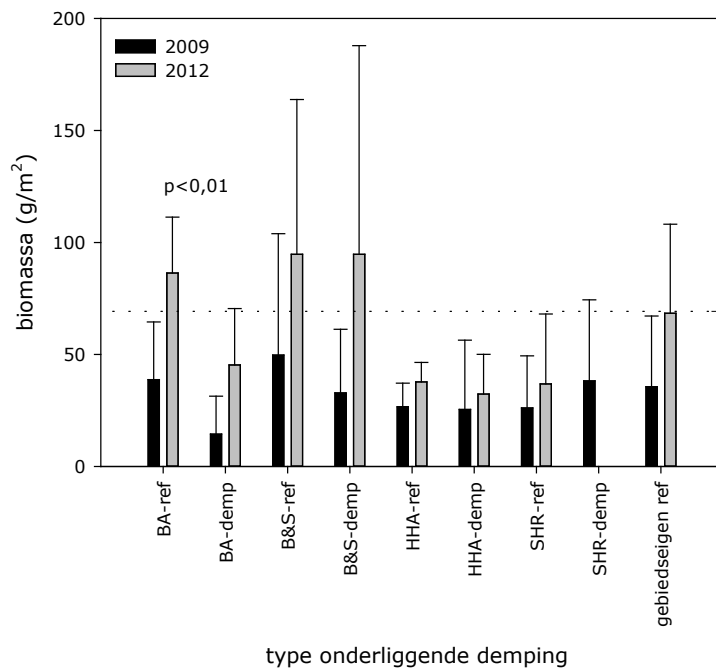
De gemiddelde dichtheid (Figuur 3) kent een vrij grote variatie, de waarden van 2012 zijn vergelijkbaar met tot iets hoger dan 2009, en iets lager dan de gebiedseigen referentie uit de T0. De gemiddelde biomassa (Figuur 4) heeft een vergelijkbaar patroon. Uit de gepaarde t-toets volgt dat er voor het dempingstype BA een significant verschil is voor zowel dichtheid als biomassa, met een hogere dichtheid en biomassa in de referentie ($p < 0,01$). In het Verificatieonderzoek Ecologie is gekozen voor een categoriegewijze beoordeling, waarbij toen vastgesteld is dat een significant verschil tussen demping niet acceptabel is. Het verschil is niet groot en de mate waarin ecologische effecten zullen doorwerken, is in deze monitoring niet verder onderzocht. In het algemeen kan gesteld worden dat bij lagere dichtheden aan regenwormen de bodemprocessen waar regenwormen aan bijdragen, ook minder zullen verlopen (zoals bodemvruchtbaarheid, waterhuishouding). Tevens is het voedselaanbod voor regenwormeneters (zoals weidevogels, mol) minder.



Figuur 2 Gemiddeld aantal soorten met standaarddeviatie per locatie in 2009 en 2012, voor afgedekte damping en naastgelegen referentie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.



Figuur 3 Gemiddelde dichtheid van individuen met standaarddeviatie per locatie in 2009 en 2012, voor afgedekte damping en naastgelegen referentie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.



Figuur 4 Gemiddelde biomassa per m² met standaarddeviatie per locatie in 2009 en 2012, voor afgedekte demping en naastgelegen referentie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.

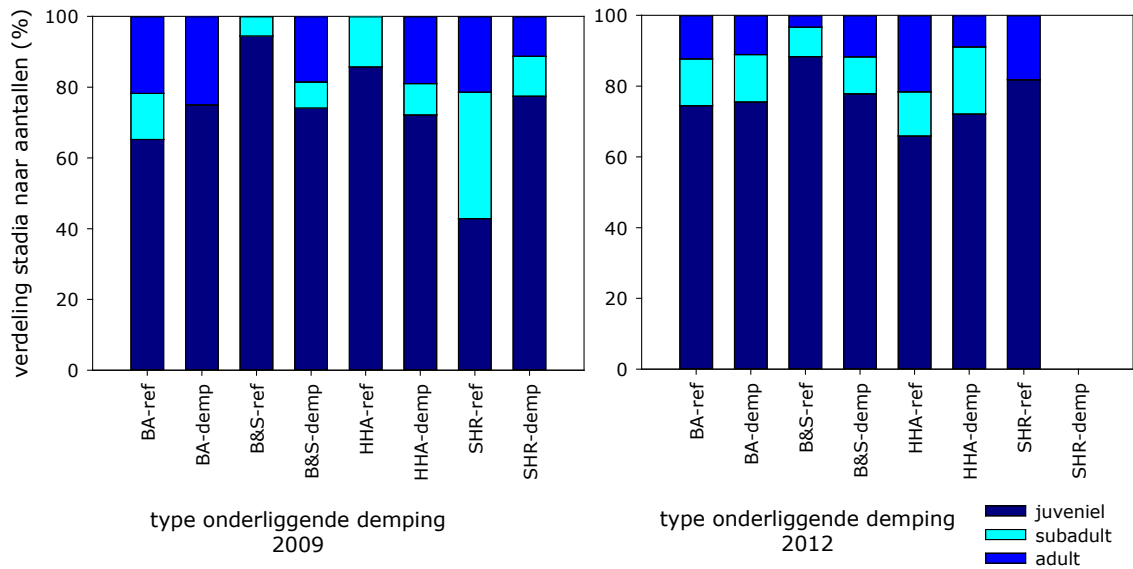
3.2 Populatieopbouw

Van alle regenwormen is het ontwikkelingsstadium bepaald, waarbij onderscheid wordt gemaakt in adulte, subadulte en juveniele exemplaren. Het onderscheid wordt gemaakt op basis van het clitellum (ook wel zadel genoemd, plaatselijke verdikking in de huid van een volwassen regenworm waar een embryonale worm zich ontwikkelt en een cocon wordt uitgescheiden). Het juveniele stadium gaat over in het subadulte stadium zodra de aanleg van het clitellum zichtbaar is. Het adulte stadium is bereikt vanaf het moment dat het clitellum duidelijk ontwikkeld is (Sims & Gerard, 1985). Een populatie onder ongestoorde condities volgt een piramideopbouw, met het meest juvenielen, een kleiner aandeel subadulten, en het minst adulten. Een verandering in deze populatieopbouw kan een indicatie zijn van verstoring.

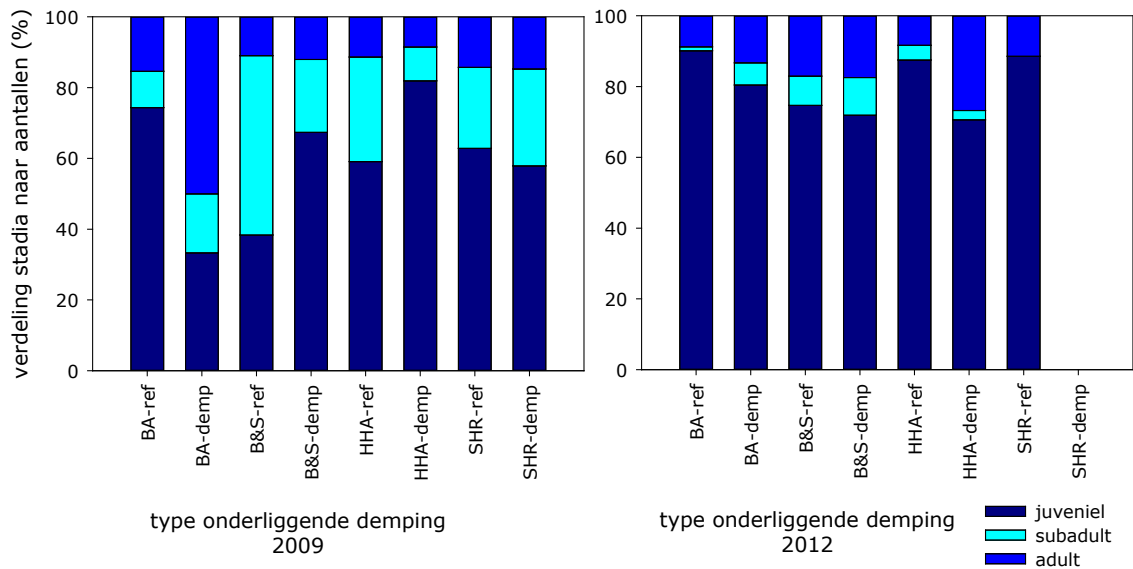
In deze paragraaf wordt verder ingegaan op drie taxonomische groepen wormen: de Lumbricus-groep, de Aporectodea-groep en de Allolobophora-groep. Wormen uit deze groepen komen het meest voor in de Krimpenerwaard. Omdat juvenielen nog niet op soort kunnen worden gedetermineerd maar wel op geslacht, worden de resultaten van de leeftijdsopbouw per geslacht geanalyseerd. Onder de Lumbricus-groep horen *L. castaneus*, *L. rubellus* en *L. terrestris*. Onder de Aporectodea-groep horen *A. caliginosa* (*caliginosa caliginosa* en *caliginosa tuberculata*), *A. longa*, *A. cupulifera* en *A. rosea*. Tot de Allolobophora-groep behoort nu alleen nog *A. chlorotica*. Ten tijde van de nulmeting behoorde *A. cupulifera* tot de Allolobophora-groep; inmiddels zijn taxonomische inzichten veranderd en gaat het om het geslacht Aporectodea. Op de resultaten heeft dit een miniem effect, aangezien *A. cupulifera* slechts zeer incidenteel werd aangetroffen.

Figuur 5-7 geeft de leeftijdsopbouw weer voor deze taxonomische groepen. Hieruit valt op te maken dat voor de Lumbricus-groep en de Aporectodea-groep de populatie vooral bestaat uit juvenielen en subadulten. Uitzondering zijn BA-dempinglocaties in 2009, waar de populatie van Aporectodea-groep vooral uit adulten bestond. De Allolobophora-groep (Figuur 7) had een sterk variërende leeftijdsopbouw. Hierbij moet rekening worden gehouden dat de aantallen Allolobophora meestal laag waren.

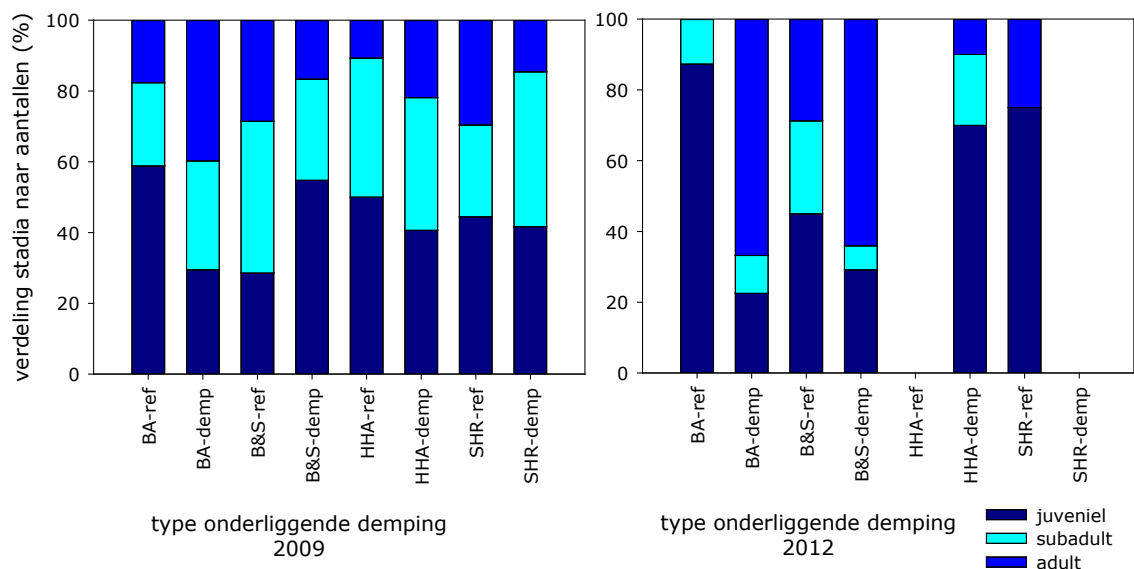
Vergeleken met de T0-monitoring is de leeftijdsopbouw verschoven naar een kleiner aandeel adulten. Deze waargenomen verschuiving in de leeftijdsopbouw naar minder adulten kan worden opgevat als een teken van verstoring, maar dit is waarschijnlijk een gevolg van de fysieke verstoring van grondverzet.



Figuur 5 Gemiddelde populatieopbouw Lumbricus-groep per type onderliggende damping voor 2009 en 2012.



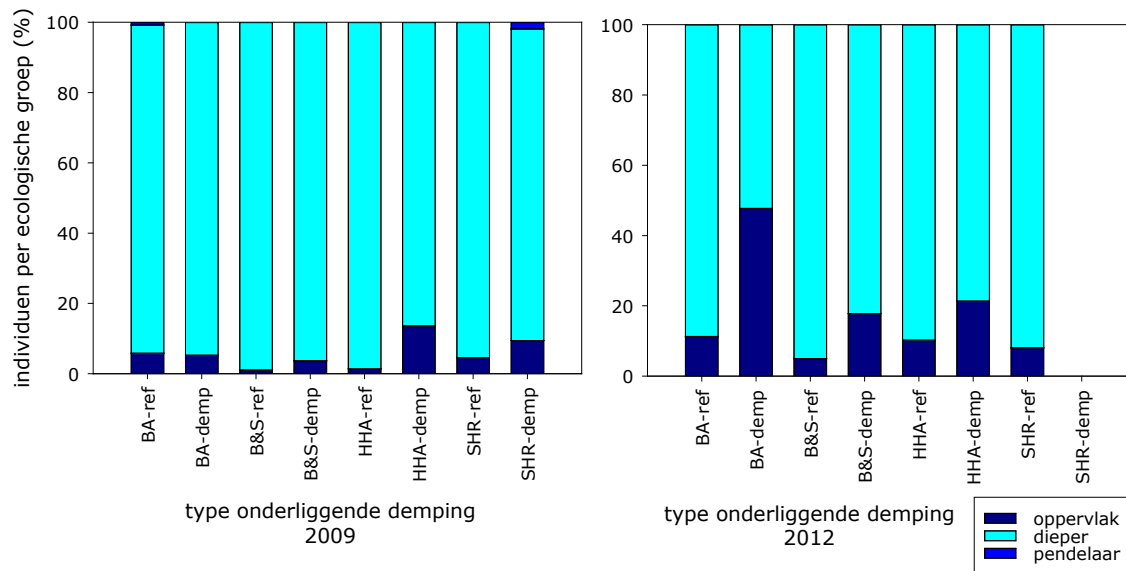
Figuur 6 Gemiddelde populatieopbouw Aporectodea-groep per type onderliggende damping voor 2009 en 2012.



Figuur 7 Gemiddelde populatieopbouw *Allobophora*-groep per type onderliggende damping voor 2009 en 2012.

3.3 Ecologische groepen

In vergelijking met de T0-monitoring is de verhouding tussen de ecologische groepen veranderd (Figuur 8). In de T0-monitoring bedroeg het percentage oppervlakkig levende wormen (voornamelijk *Lumbricus* soorten) ongeveer 40%, en het percentage dieper levende soorten (voornamelijk *Aporrectodea* en *Allobophora* soorten) bedroeg ongeveer 60%. In de T1-monitoring is het percentage dieper levende soorten sterk gestegen: in 2009 tot ongeveer 95%, in 2012 tot ongeveer 85%. Deze procentuele stijging wordt veroorzaakt door een afname in oppervlakkig levende soorten voor alle dampingtypen, en voor B&S daarbij ook nog een toename in dieper levende soorten. Uitzondering hierop is BA-damping in 2012, waar de verdeling tussen oppervlakkig levend en dieper levende soorten ongeveer 50/50 was. Het percentage pendelaars is wederom laag. De gebruikte bemonsteringsmethode is weinig geschikt om deze groep te vangen. De plaggen worden gestoken tot een diepte van 20 cm, terwijl pendelaars gangen kunnen graven van zo'n 2 meter diep (of althans tot het grondwater), zodat ze op die manier gemakkelijk kunnen ontsnappen.



Figuur 8 Gemiddelde verdeling van het aantal individuen over de ecologische groepen per type onderliggende dumping voor 2009 en 2012. Pendelaars komen slechts zeer sporadisch voor.

3.4 Conclusies veldinventarisatie

Het aantal regenwormen en hun soortverscheidenheid blijken enkele jaren na afdekken van dempingen iets afgenomen ten opzichte van de T0-monitoring vóór de maatregel. Afgezien van deze geringe terugval heeft de maatregel over het algemeen een gunstig resultaat teweeggebracht: behoudens één dempingscategorie (BA) zijn er geen statistisch significant nadelige effecten meer te zien van dempingen op de regenwormpopulatie ten opzichte van het naastgelegen weiland waar die voordien wel aanwezig waren.

Voor de categorie Bedrijfsafval is er nog wel steeds sprake van een negatief effect: de referentie heeft hogere dichtheden en biomassa dan de afgedekte demping. Het verschil wordt met name veroorzaakt door lagere dichtheden en biomassa van de dieper levende soorten in de afgedekte dempingmonsters vergeleken met de referentiemonsters.

De leeftijdsopbouw van de wormengemeenschap is enigszins anders dan ten tijde van de T0-monitoring, met een verschuiving naar minder adulten in de populatie. Dit kan worden opgevat als een teken van verstoring, maar in dit geval waarschijnlijk van de fysieke verstoring van grondverzet. De verdeling over de verschillende ecologische groepen is vergeleken met de T0-monitoring verschoven naar meer dieper levende soorten en minder oppervlakkig levende soorten. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat er door het aanbrengen van een schone laag er meer habitat beschikbaar is gekomen voor de dieper levende soorten. Net als in de T0-monitoring zijn pendelende regenwormen slechts incidenteel bemonsterd. Deze andere verdeling heeft wel implicaties voor het voedselweb. Weidevogels foerageren met name op de oppervlakkig levende soorten, terwijl de mol meer op de dieper levende soorten foerageert.

Deze verschillen kunnen verklaard worden door de uitgevoerde activiteiten en dat de relatief korte periode na afdekken (twee tot vier jaar) waarschijnlijk te kort is geweest voor een numeriek herstel van de aanwezige soorten. De relatieve verschuiving in ecologische groepen ligt in de lijn der verwachting, omdat met het ophogen van het bodemprofiel er meer leefruimte is ontstaan voor dieper levende soorten zonder dat zij daarbij in contact met dempingsmateriaal hoeven te komen. Dit is een gunstige ontwikkeling voor het ecologisch functioneren van de levensgemeenschap in tal van bodemprocessen, zoals regulatie van organische stof en waterhuishouding van de bodem.

4 Bioaccumulatie in regenwormen

Dit hoofdstuk beschrijft de bioaccumulatie van zware metalen en PCB's in twee soorten regenwormen: de dieper levende soort *Aporrectodea caliginosa* en de oppervlakkig levende soort *Lumbricus rubellus*. Hiervoor zijn de gegevens uit 2009 gecombineerd met de gegevens uit 2012, en vergeleken met de T0-monitoring. Representatief voor zware metalen is gekeken naar cadmium, koper, lood en zink. De bioaccumulatie van PCB's is statistisch geanalyseerd voor de som van 23 PCB's, en voor de twee congenere die in de meeste regenwormen zijn gedetecteerd, PCB101 en PCB153.

De gehalten zware metalen in beide soorten zijn na sanering over het algemeen lager dan de gebiedseigen referentie in de T0-monitoring. De verschillen tussen referentie en demping zijn in de T1 weggevallen of de demping heeft zelfs lagere gehalten dan de referentie. De saneringsmaatregel is dus op de korte termijn effectief om de effecten van doorvergiftiging van zware metalen terug te brengen tot gebiedseigen niveau.

De PCB-gehalten in de twee soorten regenwormen vertonen veel variatie tussen de verschillende jaren. Het patroon is dat de gehalten in de referentiewormen hoger zijn dan op de dempingen. Er is ook een verschil tussen bemonsteringsjaren. De gehalten in de T1-monitoring in zowel referentie- en dempingmonsters zijn hoger dan in T0. Vanwege de grote variatie zijn conclusies over de effectiviteit van de maatregelen op basis van PCB-gehalten alleen voorzichtig te trekken.

4.1 Bioaccumulatie zware metalen in regenwormen

4.1.1 Zware metalen in *A. caliginosa*

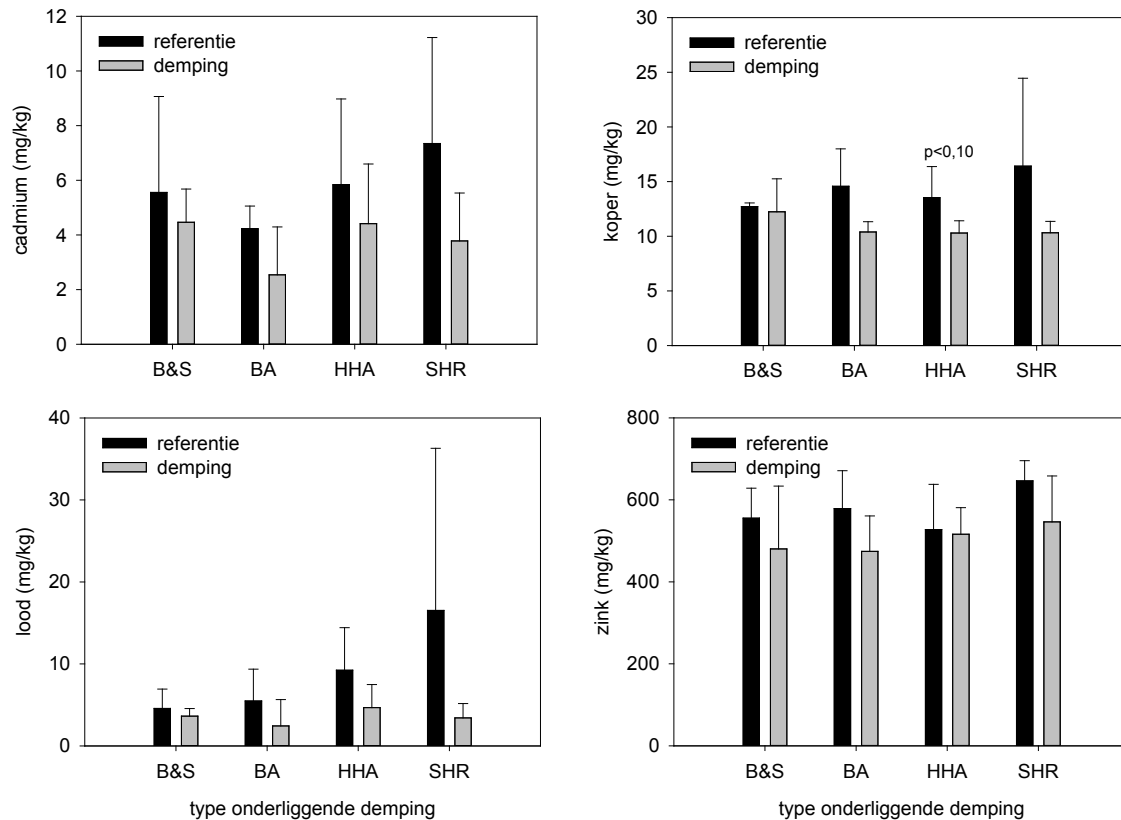
Tabel 4 geeft weer op hoeveel locaties er voldoende wormen beschikbaar waren voor metaalanalyse. Uit de resultaten (Figuur 9) van de gepaarde waarnemingen blijkt dat over het algemeen de metaalgehalten in regenwormen in de referentiemonsters hoger waren dan op de afgedekte dempingen. Voor koper in dempingtype HHA was dit verschil zelfs bijna significant (gepaarde t-toets: $p < 0,10$).

Als alle data samen worden gevoegd in de ANOVA-analyse (Figuur 10) blijkt voor koper en lood een significant verschil in accumulatie, waarbij de hoogste concentraties in de referentiemonsters worden aangetroffen. Referentiegehalten liggen iets lager dan destijds bij de T0-monitoring.

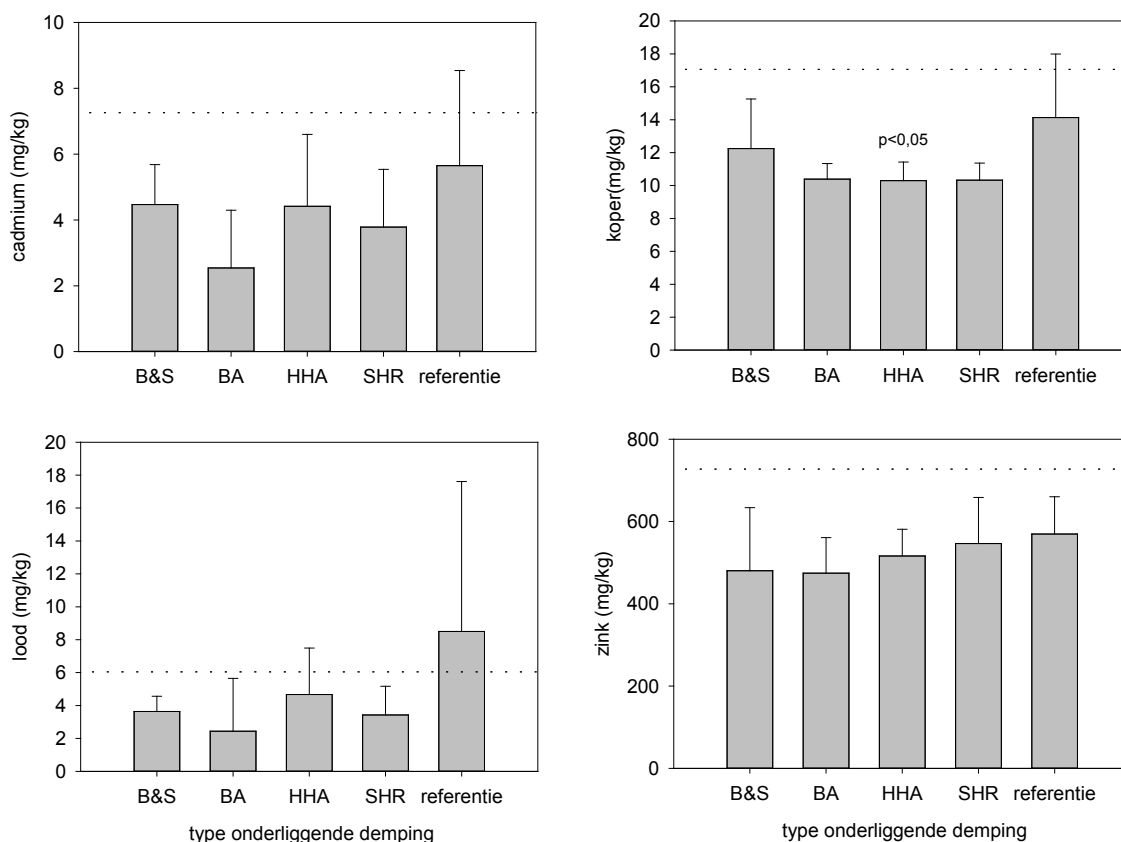
Tabel 4

Aantal replicalocaties beschikbaar voor metaalanalyse in *A. caliginosa*.

Type demping	2009	2012	Totaal
BA referentie	0	4	4
BA demping	0	4	4
B&S referentie	2	2	4
B&S demping	3	2	5
HHA referentie	3	1	4
HHA demping	2	1	3
SHR referentie	2	1	3
SHR demping	3	0	3



Figuur 9 Gepaarde waarnemingen metaalaccumulatie in *A. caliginosa*, gemiddelde met standaarddeviatie.



Figuur 10 Alle data samen voor *A. caliginosa*, gemiddelde met standaarddeviatie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.

4.1.2 Zware metalen in *L. rubellus*

Tabel 5 geeft weer op hoeveel locaties er voldoende wormen beschikbaar waren voor metaalanalyse.

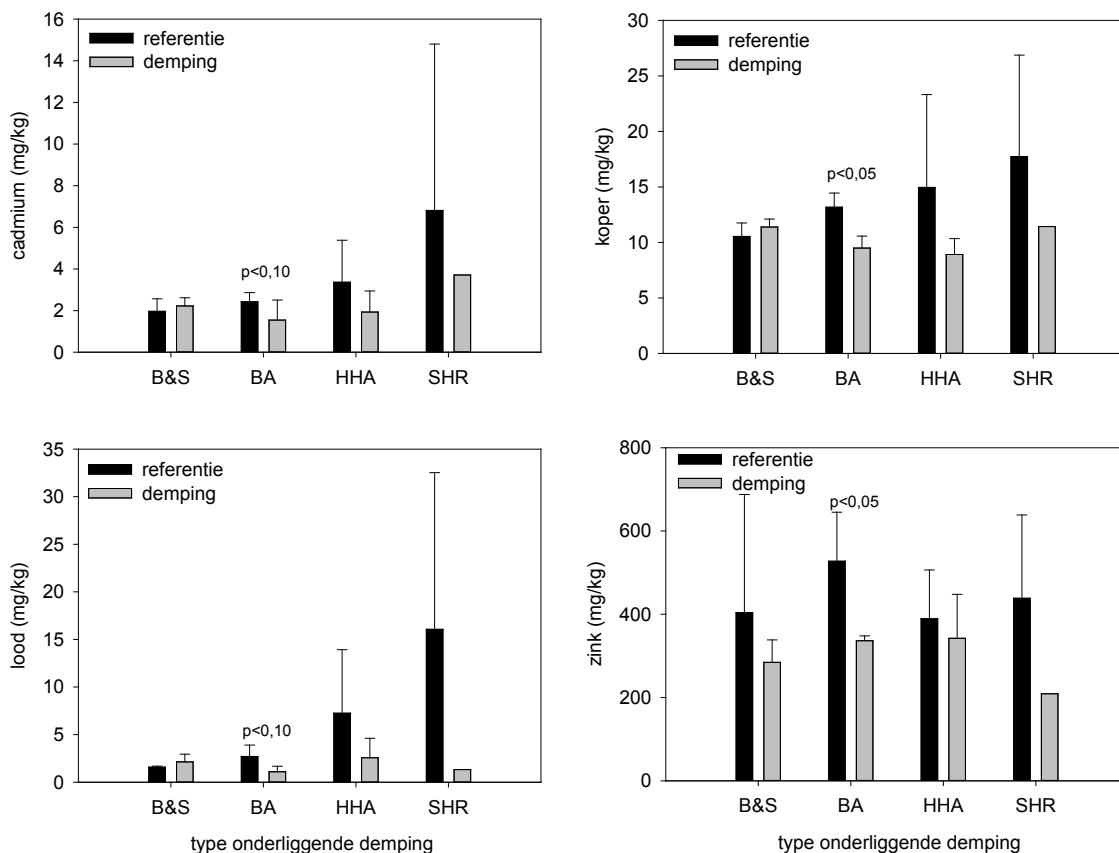
Tabel 5

*Aantal replicalocaties beschikbaar voor metaalanalyse in *L. rubellus*.*

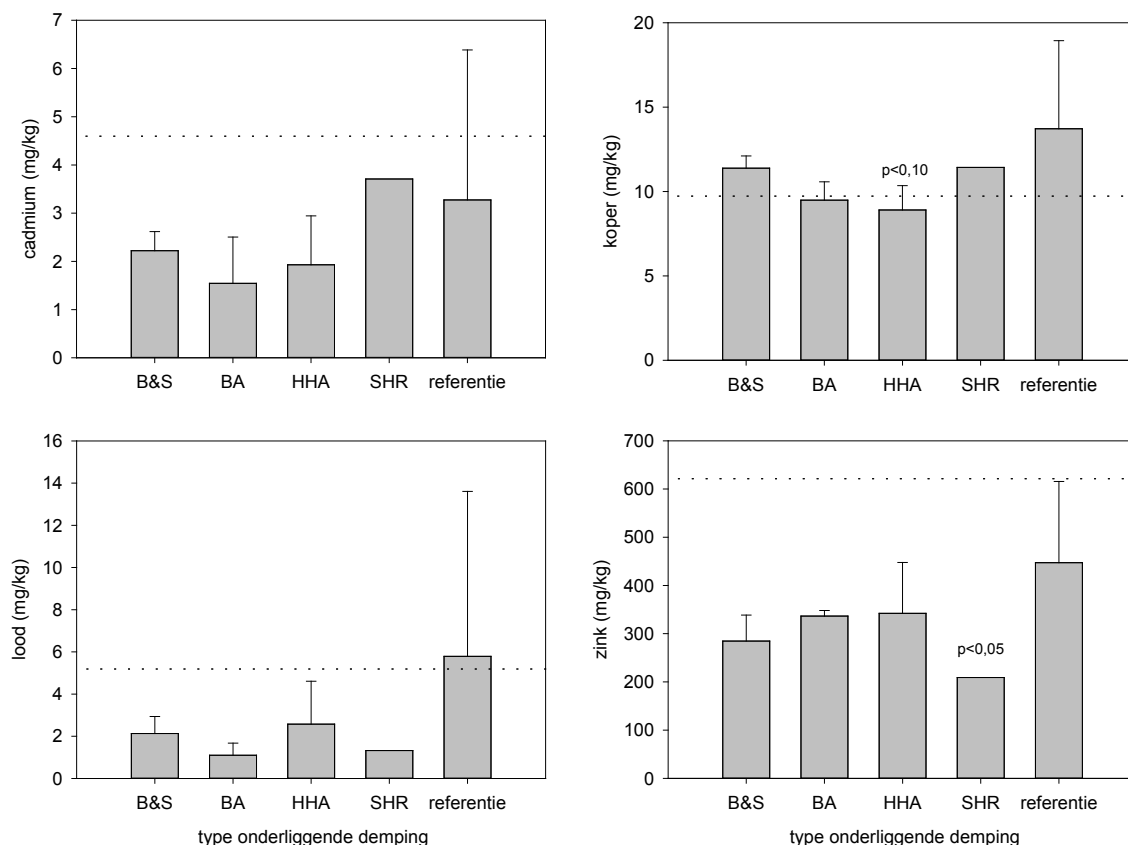
Type demping	2009	2012	Totaal
BA referentie	0	3	3
BA demping	0	3	3
B&S referentie	2	2	4
B&S demping	3	2	5
HHA referentie	1	2	3
HHA demping	2	2	4
SHR referentie	0	2	2
SHR demping	1	0	1

Uit de resultaten (Figuur 11) van de gepaarde waarnemingen blijkt dat over het algemeen de waarden in de referentiemonsters hoger waren dan in de dempingmonsters. Voor Bedrijfsafval was dit verschil significant (gepaarde t-toets: $p < 0,05$) voor alle vier onderzochte metalen.

Als alle data samen worden gevoegd in de ANOVA-analyse (Figuur 12) blijkt dat voor koper en zink er een significant verschil is in accumulatie, waarbij de hoogste concentraties in de referentiemonsters worden aangetroffen. Vergeleken met de concentratie in de referentie in T0-monitoring zijn de concentraties cadmium, lood en zink iets lager, de concentratie koper iets hoger.



Figuur 11 Gepaarde waarnemingen metaalaccumulatie in *L. rubellus*, gemiddelde met standaarddeviatie.



Figuur 12 Alle data samen voor *L. rubellus*, gemiddelde met standaarddeviatie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.

4.2 Bioaccumulatie PCB's in regenwormen

4.2.1 PCB's in *A. caliginosa*

Tabel 6 geeft weer op hoeveel locaties er voldoende wormen beschikbaar waren voor PCB-analyse. De dempingtypen Huishoudelijk afval en Shredder worden niet gemonitord voor *A. caliginosa*. In de T0-monitoring zijn geen significante verschillen tussen demping en referentie vastgesteld voor deze twee typen demping. Uit kostenoverwegingen is er besloten dat het geen meerwaarde zou hebben om een T1-monitoring uit te voeren.

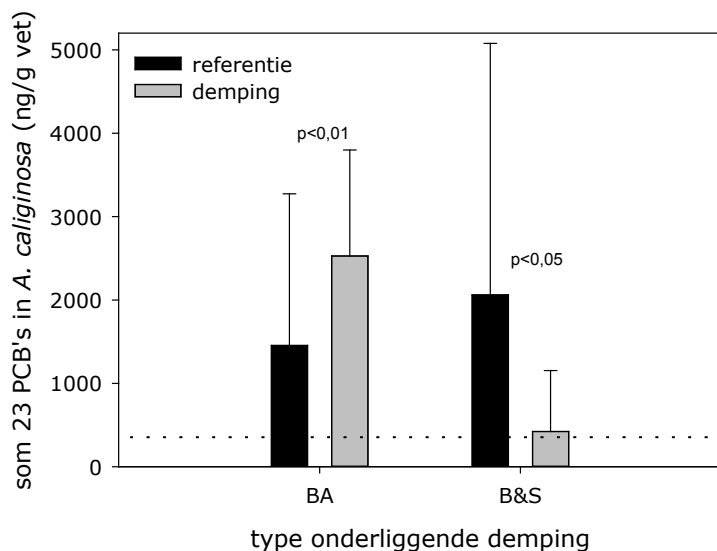
De PCB-gehalten in *A. caliginosa* vertonen een grote variatie (Figuur 13) en zijn hoger dan de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring, op B&S-demping na. De gepaarde t-toets laat zien dat de verschillen tussen demping en referentie voor beide dempingtypen significant zijn. Voor Bedrijfsafval is de concentratie in de dempingmonsters hoger dan in de referentiemonsters, voor Bouw- en sloofafval is de concentratie in de referentiemonsters hoger dan in de dempingmonsters. De ANOVA-analyse laat een bijna significant verschil zien ($p=0,082$) tussen BA en B&S, met het gehalte in de referentie ertussenin.

Het bioaccumulatiepatroon voor de twee congenen PCB101 en PCB153 komt overeen met het patroon van de som 23 PCB's (Figuur 14). Voor Bedrijfsafval een hogere concentratie in de demping dan in de referentie, en voor Bouw- en sloofafval een hogere concentratie in de referentie. De gehalten in de T1-monitoring zijn hoger dan in de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring.

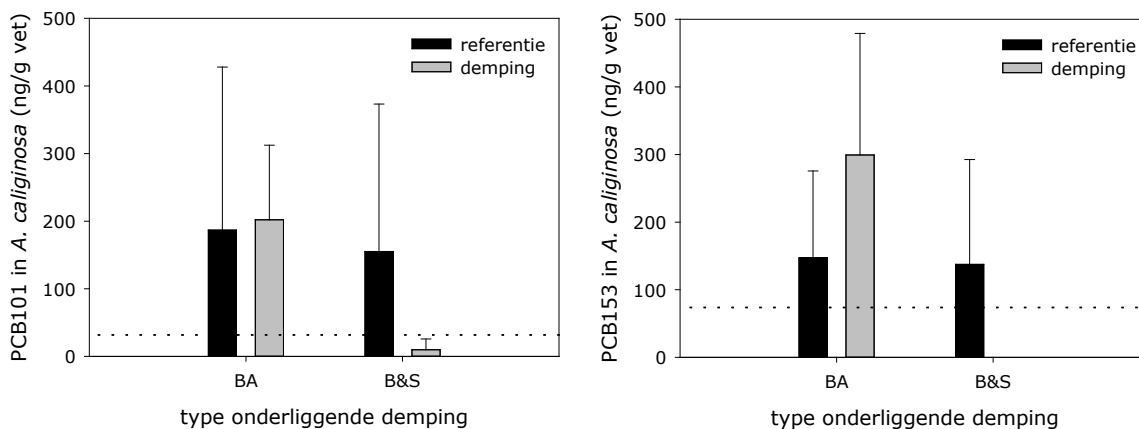
Tabel 6

Aantal replicalocaties beschikbaar voor PCB-analyse in *A. caliginosa*.

Type demping	2009	2012	Totaal
BA referentie	4	3	7
BA demping	2	2	4
B&S referentie	3	2	5
B&S demping	3	2	5



Figuur 13 Som 23 PCB's in *A. caliginosa*, gemiddelde met standaarddeviatie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.



Figuur 14 PCB101 (linker paneel) en PCB153 (rechter paneel) in *A. caliginosa*. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.

4.2.2 PCB's in *L. rubellus*

Tabel 7 geeft weer op hoeveel locaties er voldoende wormen beschikbaar waren voor PCB-analyse. De dempingtypen Huishoudelijk afval en Bouw- en sloopafval worden niet gemonitord voor *L. rubellus*. In de T0-monitoring zijn geen significante verschillen tussen demping en referentie vastgesteld voor deze twee typen demping. Uit kostenoverwegingen is er besloten dat het geen meerwaarde zou hebben om een T1-monitoring uit te voeren.

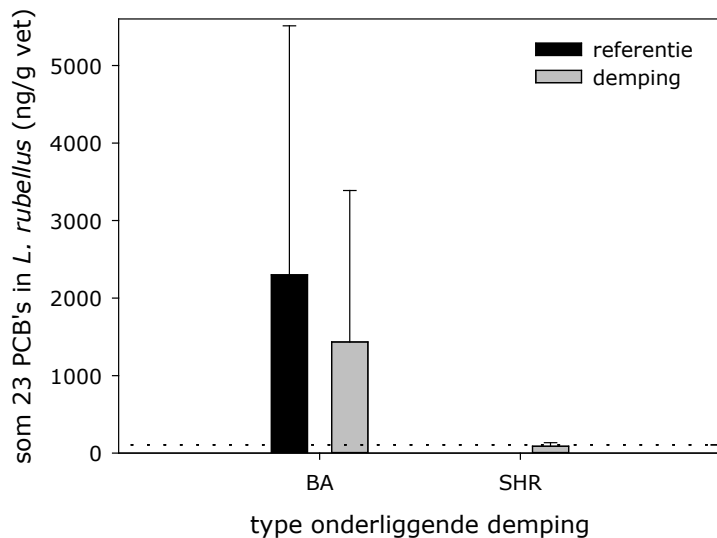
Tabel 7

Aantal replica locaties beschikbaar voor PCB analyse in *L. rubellus*.

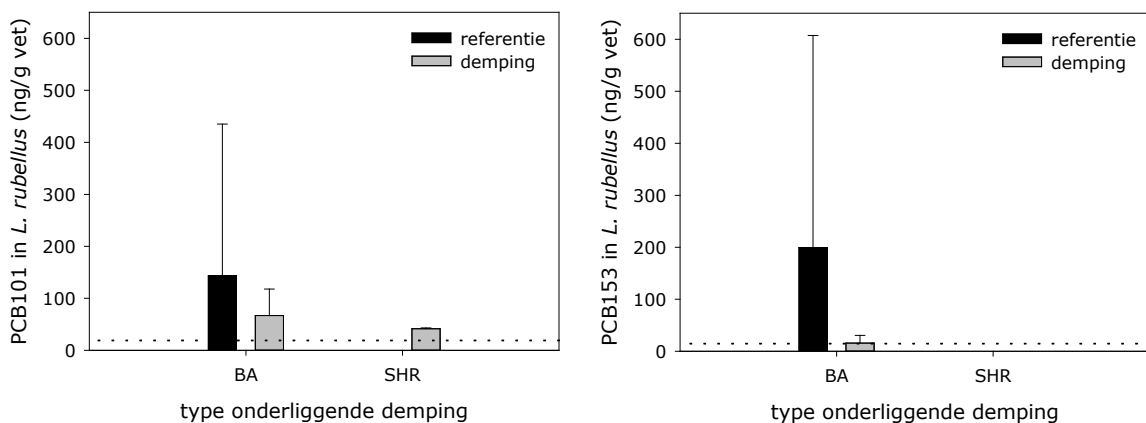
Type demping	2009	2012	Totaal
BA referentie	3	4	7
BA demping	1	4	5
SHR referentie	0	2	2
SHR demping	3	0	3

De PCB-gehalten in *L. rubellus* vertonen een grote variatie (Figuur 15) en zijn hoger dan de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring, op SHR-demping na. De gepaarde t-toets kon alleen voor BA uitgevoerd worden, aangezien er voor SHR geen koppels demping x referentie beschikbaar waren voor dezelfde locatie. Dit blijkt al uit Tabel 8, de twee referentiemonsters zijn uit 2012, en de drie dempingmonsters uit 2009. Uit de t-toets bleek geen significant verschil tussen demping en referentie voor BA.

Figuur 16 laat het patroon zien voor twee congenen: PCB101 en PCB153. Ook hieruit blijkt dat de gehalten in de T1 hoger zijn dan in de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring en dat de gehalten in de referentiemonsters hoger zijn dan in de dempingmonsters.



Figuur 15 Som 23 PCB's in *L. rubellus*, gemiddelde met standaarddeviatie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.

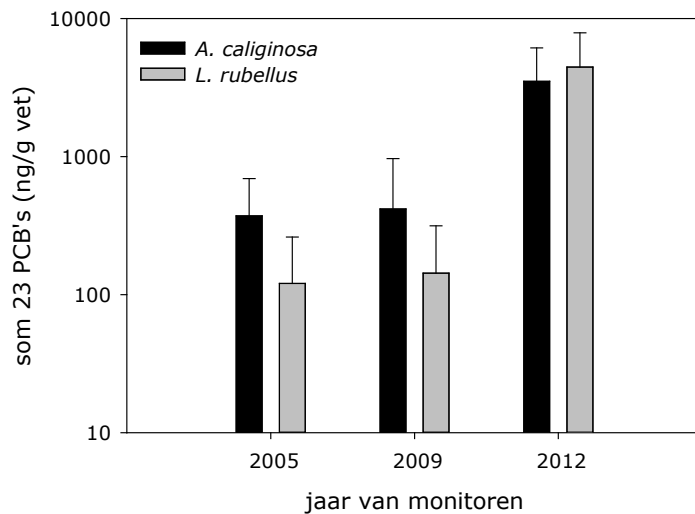


Figuur 16 PCB101 (linker paneel) en PCB153 (rechter paneel) in *L. rubellus*, gemiddelde met standaarddeviatie. De gearceerde lijn geeft de gebiedseigen referentie uit de T0-monitoring weer.

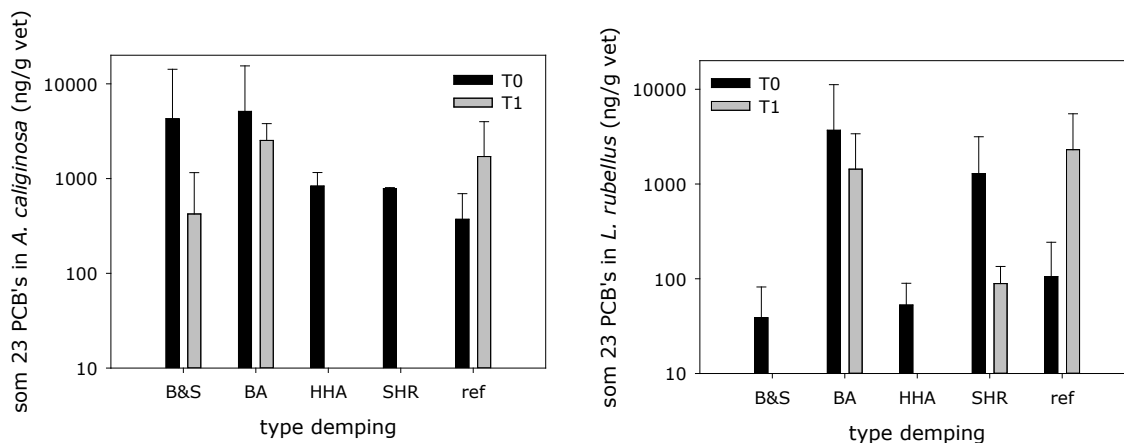
4.2.3 Effect afdekken op PCB-gehalten in regenwormen

Tussen de verschillende monitoringsjaren is verschil in de gehalten in wormen uit de referentiemonsters (Figuur 17). De gemeten gehalten in 2005 en 2009 liggen dicht bij elkaar, met een systematisch hoger gehalte in de dieper levende soort *A. caliginosa* vergeleken met de oppervlakkig levende soort *L. rubellus*. De gemeten gehalten in 2012 zijn ongeveer een factor 10 hoger, met juist iets hogere waarden in *L. rubellus* vergeleken met *A. caliginosa*.

Het verschil tussen T0 en T1 wordt geïllustreerd in Figuur 18. Zowel voor de dieper levende soort *A. caliginosa* als voor de oppervlakkig levende soort *L. rubellus* zijn per dempingtype de gemiddelde gehalten in T1 lager dan in T0. Echter, de grote verschillen tussen jaren heeft een grote variatie rond het gemiddelde veroorzaakt, waardoor deze verschillen niet significant zijn (t-test per dempingtype, vergelijk T0 met T1, $p > 0,05$).



Figuur 17 Som 23 PCB's in *A. caliginosa* en *L. rubellus* in referentiemonsters, gemiddelde met standaarddeviatie. Let op de logaritmische schaal van de y-as.



Figuur 18 Som 23 PCB's in *A. caliginosa* (linker paneel) en *L. rubellus* (rechter paneel) per type demping in T0 en T1, gemiddelde met standaarddeviatie. Let op de logaritmische schaal van de y-as.

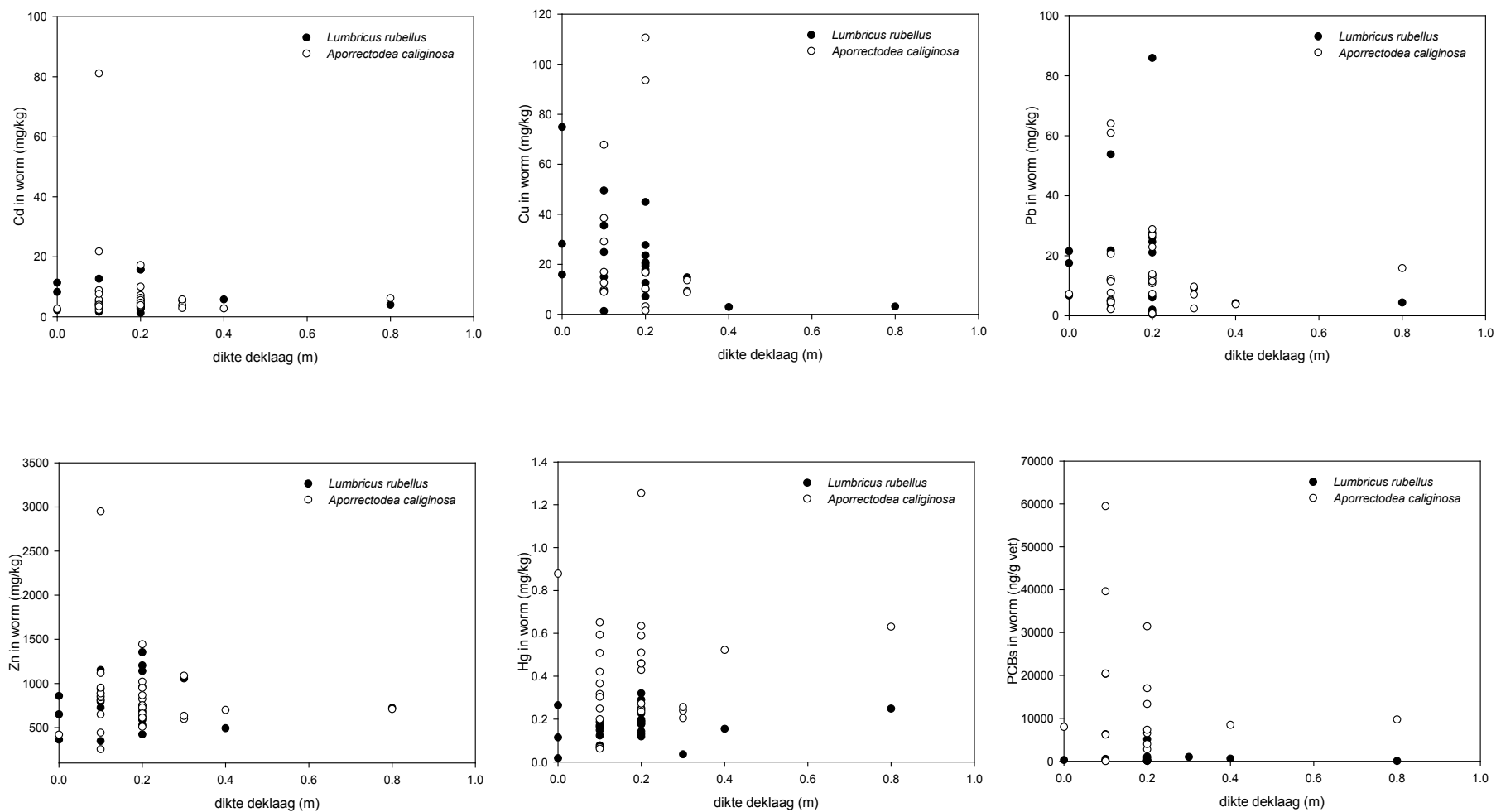
4.3 Effect dikte deklaag op bioaccumulatie in regenwormen

De dikte van de afdeklaag is op basis van resultaten in het Verificatieonderzoek (Faber *et al.*, 2004) vastgesteld op 40 cm, omdat uit de resultaten bleek dat 30 cm onvoldoende was om ecologische risico's uit te sluiten. Aangezien veel slootdempingen al een (dunne) deklaag hebben, is in 2012 een bureaustudie uitgevoerd naar de relatie tussen dikte deklaag en bioaccumulatie (de Lange & Faber, 2012).

Om het effect van de dikte van de deklaag op de bioaccumulatie in regenwormen te onderzoeken, zijn gegevens van de SBK gebruikt. De hypothese is dat bij een dikkere deklaag er minder accumulatie optreedt doordat de fysieke afstand van de regenworm tot de demping vergroot wordt. De analyse is alleen met T0-accumulatiegegevens uitgevoerd. Dit is gedaan voor beide soorten, de oppervlakkig levende *L. rubellus* en de dieper levende *A. caliginosa*, en voor de volgende verontreinigingen: som 23 PCB's, cadmium, koper, lood, zink en kwik.

Uit de gegevens van de SBK blijkt dat de deklaag voor afdekken varieert tussen 0 en 0,4 m, met een uitschieter van 0,8 m. Eerst is de dikte van de deklaag uitgezet tegen de gehalten in de twee wormen (Figuur 19). Daarna is de dikte van de deklaag m.b.v. lineaire regressie gerelateerd aan de accumulatie van metalen en PCB's in de wormen. Hiervoor zijn alleen de T0-dempingmonsters gebruikt. Voor *A. caliginosa* waren er geen significantie relaties tussen dikte deklaag en accumulatie van metalen of som PCB's. Het uitbreiden van de lineaire regressie met type demping leverde geen verbetering op. Voor *L. rubellus* was er alleen een significante relatie tussen dikte deklaag en accumulatie van koper. Het uitbreiden van de lineaire regressie met type demping leverde voor cadmium, koper en kwik een significante negatieve relatie op.

Deze analyses bevestigen de hypothese voor de oppervlakkig levende soort *L. rubellus* dat bij een dikkere deklaag minder bioaccumulatie optreedt. Een dikkere, schone afdeklaag vergroot de afstand van de regenworm tot de slootdemping. Dit is significant voor cadmium, koper en kwik, maar niet voor som PCB's, lood en zink. De variatie in accumulatie in de dieper levende *A. caliginosa* vertoont geen significante relatie met de dikte van de deklaag. Doordat deze soort dieper leeft, heeft de dikte van de deklaag minder effect op de afstand tot de slootdemping. Over het algemeen laten de monitoringsresultaten zien dat de dieper levende soort *A. caliginosa* hogere concentraties heeft dan de oppervlakkig levende soort *L. rubellus*.



Figuur 19 Concentratie van cadmium, koper, lood, zink, kwik en som 23 PCB's in de twee onderzochte regenwormsoorten, uitgezet tegen dikte deklaag in T0. *Lumbricus rubellus* is de oppervlakkig levende soort, *Aporrectodea caliginosa* is de dieper levende soort.

4.4 Conclusies bioaccumulatie regenwormen

4.4.1 Bioaccumulatie metalen

De resultaten van de metaalaccumulatie in regenwormen laten zien dat de saneringsmaatregel op de korte termijn effectief is. De gehalten in beide soorten zijn na sanering over het algemeen lager dan de gebiedseigen referentie in de T0-monitoring. De verschillen tussen referentie en demping zijn weggevallen of de demping heeft zelfs lagere gehalten dan de referentie.

Hierbij moet wel worden opgemerkt dat er nog geen evenwichtige bemonstering is van de verschillende dempingtypen voor metaalaccumulatie. Dit komt ook doordat er op afgedekte dempingen soms geen of te weinig wormen worden aangetroffen, waardoor er geen bioaccumulatie gemeten kan worden. Voor een betrouwbare statistische analyse zou er per dempingtype van minstens vijf locaties accumulatiegegevens beschikbaar moeten zijn.

De hogere gehalten metalen in de dieper levende regenworm *A. caliginosa* t.o.v. de oppervlakkig levende soort *L. rubellus* geeft wel aan dat de verontreiniging in de slootdemping nog doorwerkt. Omdat er blijkbaar nog contact is van deze regenwormen met de verontreiniging in het dempingsmateriaal, kan herverontreiniging van de toplaag door bioturbatie op langere termijn niet uitgesloten worden.

4.4.2 Bioaccumulatie PCB's

De PCB-gehalten vertonen veel variatie, zowel tussen demping en referentiemonsters als tussen de verschillende jaren (2005, 2007, 2009 en 2012). Het patroon is dat de gehalten in de referentiewormen hoger zijn dan op de dempingen. De gehalten in de T1-monitoring zijn hoger dan in T0. Bij de interpretatie van de gegevens moet rekening worden gehouden dat de extractie en analyse van PCB's in regenwormen op de grens zitten van de analytische mogelijkheden. De pieken van individuele PCB-congeneren zijn vaak maar net boven de detectiegrens. Er lijken verschillen tussen achtereenvolgende perioden van monitoring te zijn in congeneersamenstelling. Dit bemoeilijkt de interpretatie van de som PCB-gehalten. Daarom is er ook gekeken naar twee individuele congenen die in de meeste monsters gemeten zijn. Echter, ook deze vertonen veel variatie. De hogere gehalten in de referentiewormen in 2012 ten opzichte van de gebiedseigen referentie in de T0-monitoring zijn moeilijk te verklaren. Conclusies over de effectiviteit van de maatregelen op basis van PCB-gehalten zijn daarom alleen voorzichtig te trekken.

De vraag is gerechtvaardigd of er daadwerkelijk bioaccumulatie optreedt. Uit de beperkte gegevens die beschikbaar zijn van PCB-gehalten in de bodem (vier locaties met demping en referentie, Groenenberg, 2009) blijkt dat de PCB-gehalten (som RIVM 7) na sanering varieert tussen 1 en 48 µg/kg grond. Op drie van deze locaties is ook *L. rubellus* gemeten in de T1-monitoring, maar geen *A. caliginosa*. Op basis van deze gegevens kan een accumulatiefactor berekend worden, welke varieert tussen 0,03 (geen accumulatie) en 1,70 (wel accumulatie). Op basis van deze resultaten kan voor *A. caliginosa* beredeneerd worden dat voor deze dieper levende soort op meer locaties accumulatie zal optreden vanwege de systematisch hogere PCB-gehalten die deze soort heeft vergeleken met *L. rubellus*.

4.4.3 Synthese bioaccumulatie regenwormen

Tabel 8 geeft een samenvatting van de bioaccumulatiere resultaten. Het beeld hieruit is overwegend positief. Voor de metalen zijn voor alle dempingtypen neutrale of positieve verschillen aangetoond, wat betekent dat er geen significant verschil meer is tussen demping en referentie. Ondanks dat er voor een gedegen statistische onderbouwing meer replica's nodig zijn, is de conclusie gerechtvaardigd dat het afdekken van de dempingen de metaalgehalten in regenwormen terugbrengt naar gebiedseigen gehalten. De gehalten van de metalen in beide soorten zijn in Faber *et al.* (2009) vergeleken met andere gebieden in Nederland. De metaalgehalten in *L. rubellus* en *A. caliginosa* liggen net boven schone referentielocaties, maar zijn lager dan andere vervuilde locaties in Nederland.

Het beeld voor PCB-accumulatie is minder eenduidig. Er is nog steeds een significant hoger gehalte PCB's in *A. caliginosa* (de dieper levende soort) op afgedekte BA-dempingen. Het gehalte in *A. caliginosa* in B&S-demping is significant lager dan de demping. Voor *L. rubellus* (de oppervlakkig levende soort) is er voor dempingtype BA geen verschil tussen demping en referentie, terwijl voor dempingtype SHR onvoldoende gegevens beschikbaar zijn en er dus nog geen conclusie getrokken kan worden. De waargenomen gehalten PCB's in beide soorten regenwormen is in dezelfde range als andere verontreinigde locaties (Faber *et al.*, 2009).

De dikte van de deklaag is maar in beperkte mate gerelateerd aan de bioaccumulatie. De bureaustudie uit 2012 heeft de hypothese bevestigd dat bij een dikkere deklaag minder bioaccumulatie optreedt, maar alleen bij de oppervlakkig levende soort *L. rubellus* en alleen voor cadmium, koper en kwik. De variatie in accumulatie in de dieper levende *A. caliginosa* en voor de overige verontreinigingen bij de oppervlakkig levende *L. rubellus* lijkt dus niet gerelateerd aan de dikte van de deklaag.

Doorvergiftiging naar vogels (bijv. de grutto) die foerageren op de oppervlakkig levende wormen wordt dus voor cadmium, koper en kwik beperkt bij een dikkere deklaag. Doorvergiftiging naar soorten die ook de dieper levende soort eten (bijv. de mol) wordt niet door de afdeklaag beïnvloed.

Tabel 8

Samenvatting bioaccumulatie in regenwormen per type demping. ++ = gehalte in dempingmonster is significant lager dan referentie; + = er is geen statistisch significant verschil tussen demping en referentie; - = gehalte dempingmonster is significant hoger dan referentie; ng = niet gemonitord in T1; onv = onvoldoende gegevens beschikbaar voor statistische toetsing.

Type demping	Soort	cadmium	koper	lood	zink	PCB's
BA	<i>A. caliginosa</i>	+	+	+	+	-
	<i>L. rubellus</i>	+	+	+	+	+
B&S	<i>A. caliginosa</i>	+	+	+	+	++
	<i>L. rubellus</i>	+	+	+	+	ng
HHA	<i>A. caliginosa</i>	+	++	+	+	ng
	<i>L. rubellus</i>	+	++	+	+	ng
SHR	<i>A. caliginosa</i>	+	+	+	+	ng
	<i>L. rubellus</i>	+	+	+	++	onv

5 Bioaccumulatie PCB's in mollen

Dit hoofdstuk beschrijft de bioaccumulatie van PCB's in de Europese mol (*Talpa europaea*). De mol staat als regenwormen-eter via het voedsel bloot aan bodemverontreinigingen en is daarom het beste alternatief voor andere wormeneters, zoals weidevogels. Vergeleken met regenwormen heeft de mol een groter leefgebied dan alleen de afgedekte slootdemping en een langere levensduur.

Het onderzoek aan de mol is uitgevoerd conform de vereisten van de Wet op de dierproeven (DEC protocol ALT 07.03) en de Flora- en faunawet (FF/75A/2009/008 en FF/75A/2009/031).

Er zit veel variatie in het PCB-gehalte van de onderzochte mollen. Aan de hand van de resultaten van mollen gevangen op referentiepercelen blijkt dat deze variatie vooral door het jaar van monitoring wordt verklaard. Daarnaast zijn sekse en gewicht van de mol ook factoren die een deel van de variatie kunnen verklaren. Mollen die in de T1-monitoring gevangen zijn op afgedekte shredder en huishoudelijk afvaldempingen, hebben significant hogere PCB-gehalten dan de mollen gevangen op de referentiepercelen. Het afdekken van de demping heeft voor deze dempingcategorieën de ecologische effecten niet weggenomen.

5.1 Gevolgde aanpak statistische analyse

Het aantal gevangen mollen per locatie varieert tussen 0 en 3 (Tabel 9). In elke gevangen mol is het PCB-gehalte gemeten in de lever. Deze gegevens zijn op verschillende manieren geanalyseerd om de volgende vragen te beantwoorden.

1. Zijn er verschillen tussen bemonsteringsjaren? Dit is beantwoord met behulp van ANOVA en mollen gevangen op referentiepercelen, en beschreven in § 5.2.1.
2. Welke factoren kunnen de variatie in PCB-gehalte verklaren? Dit is beantwoord met behulp van regressieanalyse aan mollen gevangen op referentiepercelen, en beschreven in § 5.2.2.
3. Is er een verschil tussen type demping en tussen T0- en T1-monitoring? Dit is beantwoord met behulp van 2-factor (met type demping en monitoring als factoren) en 1-factor ANOVA (uitgevoerd voor T1 monitoring, met type demping als factor). Als de sanering effectief is, moet dit blijken uit een significant verschil tussen monitoring, en geen significant verschil tussen demping. Dit is beschreven in § 5.3.
4. Is er een verschil per dempingtype tussen T0 en T1? Dit is beantwoord met behulp van een t-test. Bij een effectieve sanering zal T1 significant lager zijn dan T0. Dit is beschreven in § 5.3.

De regressieanalyse heeft gebruikgemaakt van alle individuele mollen en bijbehorende gegevens (zie Bijlage 3). Voor de t-test en ANOVA-analyses zijn, als er per locatie meerdere mollen waren gevangen, de gehalten eerst gemiddeld per locatie. Alle gehalten zijn log-getransformeerd, om een normale verdeling te verkrijgen.

Tabel 9

Aantal gevangen mollen per locatie T1-monitoring.

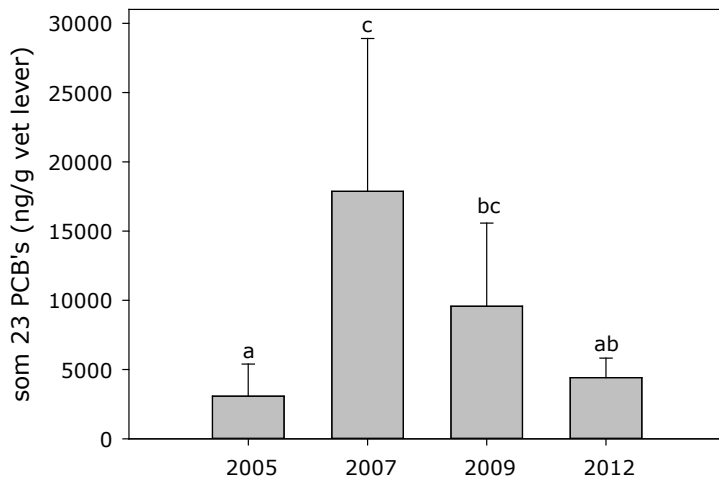
Type demping	Locatiecode	Jaar T1	Aantal vrouwtjes	Aantal mannetjes	Totaal
Bedrijfsafval	38bz05406	2009	0	2	2
	NW00144	2012	2	0	2
	38bz02030	2009	0	0	0
	38bz01193	2012	0	0	0
	38bz01259	2009	0	0	0
	38bz01337	2012	0	0	0
	38bz02020	2009	1	1	2
	38bz02380	2012	0	0	0
Bouw- en sloopafval	38cn02328	2009	3	0	3
	38dn02017	2009	2	1	3
	38cn02306	2009	1	0	1
	38bz00701	2012	2	1	3
	38cn02268	2012	2	0	2
Huishoudelijk afval	NW00225	2009	1	0	1
	38bz02401	2012	2	1	3
	NW00412	2009	1	1	2
	38bz00163	2009	0	0	0
	38bz02410	2012	0	0	0
Shredder	38az00412	2009	0	0	0
	NW00111	2009	0	0	0
	38bz00600	2009	0	0	0
	38az06107	2012	1	2	3
	38az06108	2012	0	3	3
Referentie	BAB00A6285	2009	1	0	1
	BAB00C4565	2009	2	0	2
	BAB00C4565	2012	1	2	3
	BKW00A57	2009	0	1	1
	BKW00A57	2012	2	1	3
	GDR00B894	2009	2	0	2
	GDR02B665	2009	3	0	3
	GDR02B665	2012	1	1	2
	LKK00A1836	2009	1	1	2
	ODK04A3587	2009	0	2	2
	SHV00F433	2009	1	2	3
	SWK02A3103	2009	1	1	2
	VLI00A478	2009	1	0	1
	VLI00A478	2012	2	1	3
	ODK4B3256	2012	2	0	2

5.2 Variatie in PCB-gehalten in referentiemollen

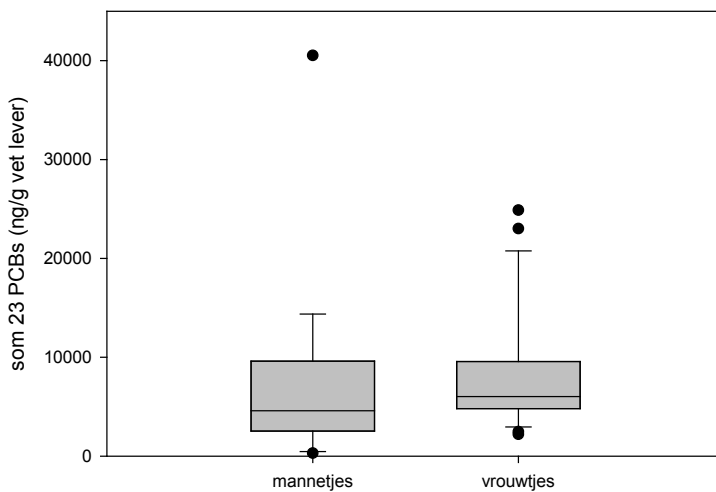
5.2.1 Welke verschillen zijn er in PCB-gehalten?

Tussen de verschillende bemonsteringsjaren is een significant verschil in PCB-gehalten in mollen op referentiepercelen (Figuur 20, $p < 0,01$). In 2007 zijn de hoogste gehalten gemeten, in 2005 de laagste gehalten. Let op het verschillende aantal locaties dat per jaar is gemeten: in 2007 zijn dit maar twee locaties geweest, in 2009 tien, in 2005 en 2012 ieder vijf locaties. Deze variatie tussen jaren is ook al in de T0-rapportage beschreven (Faber *et al.*, 2009). Er lijkt een verschil tussen vrouwtjes en mannetjes te zijn (Figuur 21). Vrouwtjes hebben een iets hoger gehalte dan mannetjes, met grotere afwijkingen van het gemiddelde. Het verschil is niet significant (t-test; $p = 0,115$). Vervolgens is er bij vrouwtjes gekeken of de variabiliteit samenhangt met zwangerschap o.b.v. lactatie en zwangerschapslittekens. PCB's kunnen via het vet in de moedermelk uitgescheiden worden, de verwachting is dat vrouwtjes die hebben gelacteerd zodoende een lager PCB-gehalte hebben. Uit

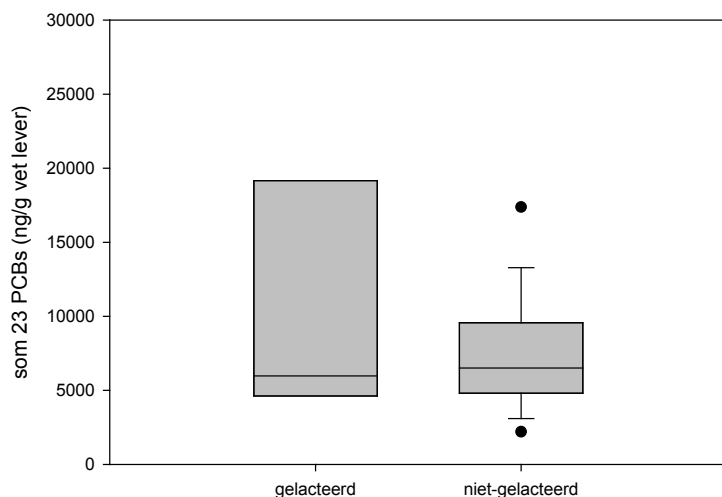
Figuur 22 blijkt dat de mediaan hetzelfde is, maar dat de spreiding in de getallen voor de gelacteerde vrouwtjes juist groter is. Het verschil is niet significant (t-test; $p=0,635$). Het wel of niet hebben gelacteerd is dus geen goede verklaring voor de variatie in vrouwtjes.



Figuur 20 Gemiddeld gehalte som 23 PCB's met standaarddeviatie in mollen gevangen op referentiepercelen in de verschillende monitoringsjaren. Letters geven homogene groepen weer uit ANOVA-analyse.



Figuur 21 Boxplot van de PCB-gehalten in mannetjes en vrouwtjes referentiemollen, alle jaren samengevoegd.



Figuur 22 Boxplot van de PCB-gehalten in vrouwtjes op referentiepercelen die gelacteerd hebben of niet.

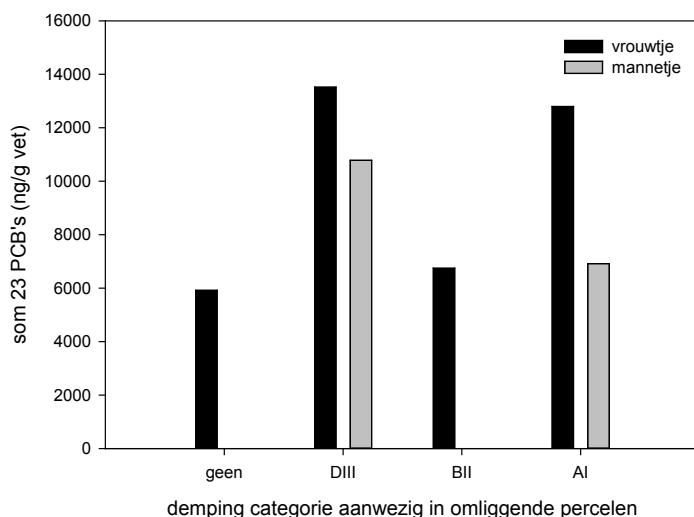
5.2.2 Invloed van omliggende dempingen en dikte deklaag

Voorafgaand aan de tweede tranche T1-monitoring in 2012 is onderzocht wat het effect is van omliggende dempingen en dikte deklaag op het PCB-gehalte van mollen op referentiepercelen. Bijlage 3 geeft hiervan de resultaten.

Uit het onderzoek blijkt dat er in zes van de dertien referentiepercelen waar in 2005, 2007 en 2009 mollen zijn gevangen, er wel een demping aanwezig is die mogelijk van invloed is op de accumulatie in de mol. Het dempingsmateriaal is in de meeste gevallen niet schadelijk, behalve in één locatie waar bouw- en sloopafvaldemping is, en één locatie met een huishoudelijk afvaldemping.

Aangezien de actieradius van een mol gedurende zijn leven groter kan zijn dan een weiland, is ook gekeken of er in aangrenzende percelen dempingen aanwezig zijn. Dit is voor elf van de dertien percelen het geval. Het aantal dempingen in de omgeving varieert van een tot zes, en het type dempingsmateriaal is in vijf aangrenzende percelen schadelijk. Als wordt gekeken naar het aantal dempingen in de omgeving, dan blijkt hieruit geen duidelijke relatie tussen aantal dempingen en PCB-gehalte in de mol. Als het type demping in de omgeving wordt gebruikt, dan blijkt dat de indeling op mogelijk effect zoals SBK die hanteert wel van invloed lijkt op de PCB-concentratie in de lever van de mol (Figuur 23). DIII- en AI- type dempingen in aanliggende percelen geven in vrouwtjes een hoger PCB-gehalte dan geen demping in de omgeving, BII-dempingen een vergelijkbaar PCB-gehalte. Voor mannetjes zijn minder gegevens voorhanden, zodat er geen conclusie getrokken kan worden.

Opvallend is het effect van DIII-categorie, aangezien dit een lage effect-categorie is. Het type materiaal in de demping is grond, takken, agrarisch, of bagger. Er zit veel spreiding rond het gemiddelde, de gehalten variëren van 297 tot 40528 (ng/g vet). Er kan geen goede verklaring worden gegeven voor deze variatie specifiek in de DIII-categorie, anders dan de algehele analyse naar variatie in referentiemollen. Dit wordt in § 5.2.3 verder uitgewerkt.



Figuur 23 Gemiddelde concentratie van som 23 PCB's in de lever van adulte mollen, op referentiepercelen zonder demping in de omliggende percelen, en met dempingen van verschillende categorieën in de omgeving, uitgesplitst naar sekse.

5.2.3 Welke factoren kunnen de variatie in PCB-gehalte verklaren?

Het PCB-gehalte in mollen kent veel variatie, ook op referentiepercelen (zie ook Faber *et al.*, 2009). Uit de eerste tranche T1-monitoring in 2009 leek een systematisch verschil te bestaan tussen vrouwtjes en mannetjes op referentiepercelen. Voorafgaand aan de tweede tranche T1-monitoring is in een bureaustudie nader onderzocht welke factoren deze variatie kunnen verklaren (De Lange & Faber, 2012). De uitkomsten van de bureaustudie zijn gebruikt in de aanpak van de tweede tranche T1-monitoring in 2012.

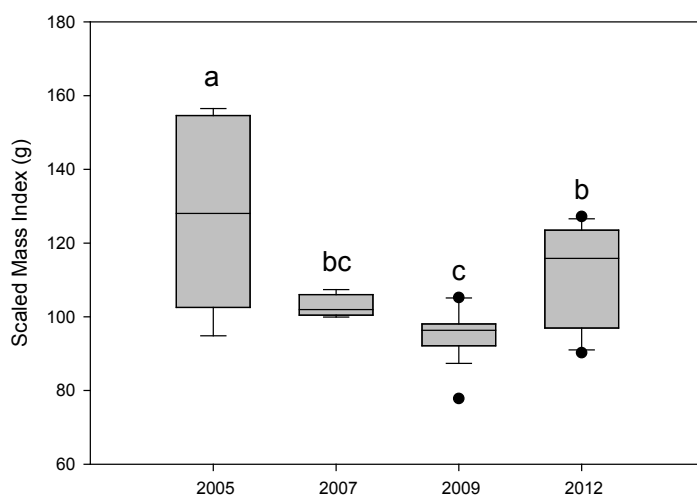
Met behulp van regressiemodellen is onderzocht welke factoren gerelateerd kunnen worden aan de variatie in PCB-gehalte in referentiemollen (zie Bijlage 3 voor een toelichting op de gevolgde methode). Uit deze regressieanalyse volgt dat de natuurlijke variabiliteit van PCB-concentratie in mollen gevangen op referentiepercelen kan worden voorspeld door vier variabelen: jaar van bemonstering, aantal dempingen in de omgeving, sekse en lichaamsgewicht. Het model is significant ($p=0,001$) en verklaart 36% van de variatie in de metingen. Het toevoegen van relevante interactietermen verbeterde het model niet. Uit het model blijkt dat de natuurlijke variatie voorspeld kan worden door het jaar van bemonstering (2007 en 2009 significant hoger dan 2005), het aantal dempingen in de omgeving (negatief effect, dus meer dempingen geeft lagere gehalten, dit is een contra-intuïtief resultaat), het geslacht van het dier (mannetjes hebben lagere concentraties dan vrouwtjes) en het lichaamsgewicht (hoe zwaarder, hoe meer accumulatie). Uit het model volgt dat jaar van monitoring de grootste invloed heeft op het PCB-gehalte in referentiemollen. Dit komt overeen met de ANOVA-analyses (§ 5.2.1).

Let op: dit regressiemodel verklaart niet alles, er blijven onverklaarde uitbijters. De verklaarde variantie gaat omhoog naar 45% als we het volledige model beschouwen, met alle interactietermen tussen deze vier voorspellende variabelen (significantie model: $p=0,041$). Dan blijft er nog steeds meer dan de helft van de variatie onverklaard. Voor biologisch veldonderzoek is het percentage verklaarde variatie niet heel laag. De vraag is of er nog factoren zijn die niet in het model zitten, maar die wel een belangrijke voorspeller zijn voor het PCB-gehalte. Bijvoorbeeld de conditie van de mol of een betere inschatting van de leeftijd.

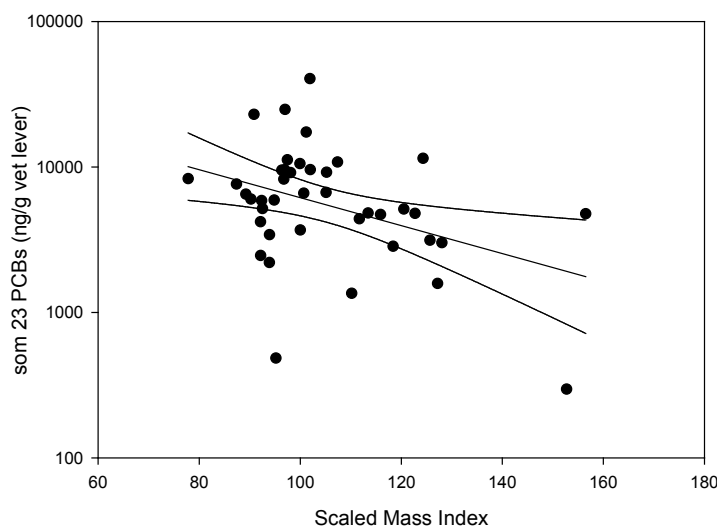
De invloed van conditie is onderzocht door de Scaled Mass Index te berekenen (Peig & Green, 2009). Hierbij wordt gebruikgemaakt van de lengte en gewichtgegevens van de mollen, waarbij het geschaalde gewicht van de mol wordt berekend bij een standaardlengte, de *Scaled Mass Index* (SMI). Een groter gewicht bij de standaardlengte is indicatief voor een betere conditie. Als de SMI voor mollen op referentiepercelen wordt vergeleken, dan is er een duidelijk verschil tussen de jaren

(Figuur 24). De SMI is in 2007 en 2009 lager dan in 2005 en 2012. Dit patroon komt overeen met de PCB-gehalten, in de jaren met slechtere conditie (2007 en 2009) is het PCB-gehalte hoger. Dit komt ook tot uiting als het PCB-gehalte wordt uitgezet tegen de SMI (Figuur 25). Deze inverse relatie tussen conditie en PCB-accumulatie is ook aangetoond bij mariene zoogdieren (Peterson *et al.*, 2014). Het toevoegen van deze variabele in het regressiemodel geeft echter geen verbetering in de verklaarde variantie.

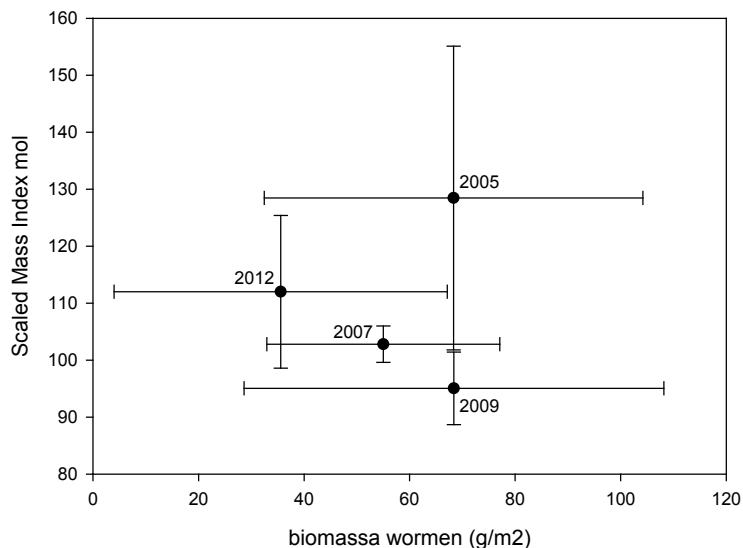
Welk onderliggend mechanisme het jaareffect op conditie kan verklaren, is niet verder kwantitatief onderzocht in deze studie. Een mogelijke verklaring is het verschil in voedselaanbod tussen de jaren, die de conditie en daarmee de accumulatie hebben beïnvloed. Uit de resultaten van de regenwormeninventarisatie blijkt dat er inderdaad verschillen tussen jaren zijn. Deze gegevens zijn gecombineerd in Figuur 26, waaruit blijkt dat er geen correlatie is tussen de biomassa aan regenwormen in referentiemonsters vergeleken met de SMI van mollen gevangen op referentiepercelen. Let op: de mollen zijn op andere percelen gevangen dan waar de regenwormen bemonsterd zijn. Getallen kunnen dus niet een-op-een vergeleken worden, alleen de variatie tussen jaren. De foutvlaggen in Figuur 26 geven aan dat deze variatie aanzienlijk is.



Figuur 24 Berekende Scaled Mass Index van mollen op referentiepercelen per jaar. Letters geven homogene groepen weer uit ANOVA-analyse.



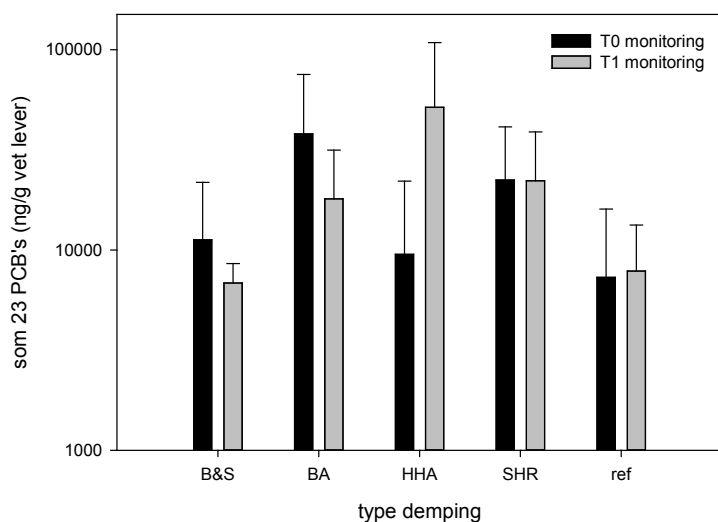
Figuur 25 PCB-gehalten van mollen op referentiepercelen uitgezet tegen de Scaled Mass Index, regressiecoëfficiënt is 0,16.



Figuur 26 Gemiddelde Scaled Mass Index van mollen gevangen op referentiepercelen voor elk jaar vergeleken met de gemiddelde biomassa van regenwormen in referentiemonsters. De foutvlag geeft de standaarddeviatie weer.

5.3 Effectiviteit saneringsmaatregel

Vergeleken met de T0-monitoring zijn er nog steeds verschillen tussen de dempingtypen, met rond de gemiddelden een grote spreiding (Figuur 27). De hoge waarde voor Huishoudelijk afval in T1 wordt met name door één uitschieterlocatie bepaald. Omdat er nog niet veel locaties per dempingtype in T1 zijn gemeten (drie locaties voor Bedrijfsafval, vijf locaties voor Bouw- en sloopafval, drie locaties voor Huishoudelijk afval en twee locaties voor Shredder), hebben dit soort uitschieters een grote invloed op het gemiddelde. Uit de 2-weg ANOVA blijkt dat type demping significant is en monitoring niet. Vervolgens is het verschil tussen T0 en T1 per type demping getest met een t-test. Voor geen van de dempingtypen was het verschil tussen T0 en T1 significant.



Figuur 27 Resultaten uit T1 (2009 en 2012 gecombineerd), vergeleken met T0 (2005 en 2007 gecombineerd). Let op de logaritmische schaal van de y-as.

Vervolgens is voor T1 geanalyseerd of de verschillen tussen de type afgedekte dempingen en referentie significant zijn. De analyse is voor verschillende parameters gedaan: de som 23 PCB's, de som 7 PCB's (RIVM-7) en de 3 individuele congenen die het vaakst voorkomen in de mollen. Dit zijn de congenen PCB138, PCB153 en PCB170. Tabel 10 geeft een overzicht van de p-waarden. Hieruit blijkt dat voor alle parameters type demping een significante factor is. Mollen die gevangen zijn op afgedekte shredder en huishoudelijk afval dempingen hebben significant hogere PCB-gehalten dan de mollen gevangen op de referentiepercelen. Dus het afdekken van de demping heeft voor deze dempingcategorieën de bioaccumulatie niet teruggebracht tot gebiedseigen niveau.

Ten slotte is met behulp van een lineair regressiemodel geanalyseerd welke factoren de variatie in mollen in de T1-monitoring kunnen verklaren (Bijlage 4). Hiervoor zijn alle mollen gevangen in de T1 gebruikt, dus zowel op referentielocaties als op afgedekte dempingen. De variatie in PCB-gehalte in mollen in de T1-monitoring kan verklaard worden door drie variabelen: type onderliggende demping, jaar van monitoring en sekse van de mol. Het model is significant ($p < 0,001$) en verklaart 29% van de variatie in de metingen. Het toevoegen van relevantie interactietermen verbeterde het model niet. Dus ook uit deze analyse blijkt dat het type onderliggende demping nog een significante factor is, met voor huishoudelijk afval en shredder een significant hoger gehalte vergeleken met referentielocaties (Bijlage 4). Ook in deze regressieanalyse wordt de SMI niet geselecteerd als predictor, het toevoegen van deze variabele geeft geen verbetering in de verklaarde variantie.

Tabel 10

P-waarden resultaten ANOVA voor verschillende parameters, alleen T1-monitoring.

Parameter	Effect type demping	Welke verschillen met referentie
Som 23 PCB's	0,035	HHA en SHR significant hoger dan referentie
Som 7 PCB's	0,050	HHA en SHR significant hoger dan referentie
PCB138	0,062	HHA en SHR significant hoger dan referentie
PCB153	0,024	HHA en SHR significant hoger dan referentie
PCB170	0,023	HHA en SHR significant hoger dan referentie

5.4 Conclusies bioaccumulatie mollen

5.4.1 Bioaccumulatie PCB's in mollen

De variatie in PCB-gehalte in mollen op referentielocaties is groot en ligt gemiddeld in dezelfde range als in andere gebieden in Zuid-Holland (PIMM studies, 1990, 1991, 1993). Vergeleken met andere vervuilde gebieden in Nederland (bijv. rivieruiterwaarden) zijn de PCB-gehalten in biota in de Krimpenerwaard hoog en zijn ook de referenties meer verontreinigd dan in schone gebieden in Nederland (bijv. de Achterhoek) (Faber *et al.*, 2009).

In de T0-monitoring is vastgesteld dat het PCB-gehalte in mollen op BA- en SHR-dempingen significant hoger is dan in mollen op referentielocaties (Faber *et al.*, 2009). Vergeleken met de T0-monitoring is het gemiddelde gehalte in mollen op bedrijfsafval en bouw- en sloopafval dempingen wel afgenomen, voor shredder gelijk gebleven, maar voor huishoudelijk afval juist toegenomen. Rond de gemiddelden zit een grote spreiding, met als gevolg dat voor geen van de dempingtypen het verschil tussen T0 en T1 significant is, terwijl de verwachting was dat er een afname zou zijn. Mogelijk is bij huishoudelijk afval de locatie fysiek aantrekkelijker geworden voor het graven van gangen door de mol. Het dempingsmateriaal is niet hard of stenig (zoals bij de andere categorieën) en opgebrachte grond is geschikt voor mollengangen.

Uit de T1-monitoring blijkt dat ook na afdekken van de dempingen het gehalte PCB's in de mol nog steeds beïnvloed wordt door de onderliggende afgedekte demping. De gehalten in mollen gevangen op afgedekte shredder en huishoudelijk afval dempingen zijn beduidend en significant hoger dan de

gehalten in referentiemollen. Hieruit volgt de conclusie dat het afdekken van de demping voor deze dempingcategorieën de ecologische effecten niet heeft weggenomen.

De variatie in het PCB-gehalte in mollen gevangen op referentiepercelen wordt vooral door het jaar van monitoring verklaard. De conditie van de mol uitgedrukt in de Scaled Mass Index is een mogelijke verklaring van de jaar tot jaar variatie in PCB-gehalte. Een kwalitatief vergelijk met de gemiddelde dichtheden aan regenwormen op het perceel (zie Figuur 26) wijst erop dat de conditie van de mol niet of nauwelijks gerelateerd is aan het voedselaanbod.

5.4.2 Synthese ecologische risico's

De mol staat door zijn voedselkeuze en leefwijze bloot aan verontreinigingen in de bodem. In de ecologische monitoring in de Krimpenerwaard is dit met name onderzocht voor de bioaccumulatie van PCB's in de mol. Deze resultaten van de mol kunnen op drie manieren gebruikt worden.

Ten eerste kunnen de resultaten gebruikt worden om direct schadelijke effecten op de mol vast te stellen. Aangezien er geen effectconcentraties voor de mol beschikbaar zijn, worden hiervoor de gemeten PCB-gehalten vergeleken met effectconcentraties die bekend zijn voor andere zoogdieren. Leonards *et al.* (2008) geven hiervoor een overzicht voor andere zoogdieren, met name mariene zoogdieren. De Threshold Reference Value (TRV) voor reproductie effecten is 10 µg/g vet in de lever, op andere relevante endpoints (vitamine A reductie, immunotoxicologische effecten), varieert de TRV tussen 6 en 17 µg/g vet in de lever. De gemeten gehalten in de mol liggen in deze range, met uitschieters naar boven. Hieruit kan geconcludeerd worden dat directe toxicologische effecten op de mol niet uitgesloten kunnen worden.

Ten tweede kunnen de resultaten gebruikt worden om te extrapoleren naar effecten op andere regenwormeneters, zoals de grutto en andere weidevogels. In het Verificatieonderzoek en de T0-monitoring zijn contaminanten aangetoond in eieren (uit verlaten nesten) van verschillende weidevogelsoorten, in concentraties die gemiddeld boven de voedselkwaliteitsnorm voor kippeneieren liggen. Vanwege de beschermde status kunnen er aan de grutto minder makkelijk metingen verricht worden, daarom is er in de T1-monitoring ingezet op de mol.

Ten derde is de mol een schakel in het voedselweb. De mol wordt zelf weer gepredeerd door vogels en zoogdieren, zoals de ooievaar, buizerd, uilen, wezel, vos en hermelijn. Verontreinigingen in de mol, die voor de mol zelf nog geen negatief effect hebben, worden dus doorgegeven naar de hogere trofische niveaus en zouden door verdere bioaccumulatie daar wel effectdrempels kunnen overschrijden.

De T0- en T1-monitoring laat zien dat de PCB-gehalten in mollen een grote variatie tussen individuen heeft, en gemiddeld in dezelfde range ligt tot iets hoger dan in andere gebieden in Zuid-Holland (PIMM, 1990, 1991, 1993). Vergeleken met andere vervuilde gebieden in Nederland (bijv. uiterwaarden grote rivieren) zijn de PCB-gehalten in biota in de Krimpenerwaard hoog. Het afdekken van de dempingen heeft de effecten maar beperkt weggenomen, met incidenteel nog steeds hoge uitschieters. Het bevoegd gezag accepteert dat het afdekken van de dempingen de ecologische effecten maar beperkt wegneemt.

Destijds zijn in de keuze voor het afdekken van de slootdempingen andere opties niet haalbaar gebleken. Het klassiek saneren door weggraven van de verontreiniging zou geen draagvlak bij de bewoners hebben en werd tevens financieel niet haalbaar geacht. In het proces waarin gekozen is voor een nieuwe manier van omgaan met bodemverontreiniging, namelijk gebiedsgericht en afdekken met een schone leeflaag, heeft de provincie een pioniersrol vervuld. Dit proces is werkenderwijs ontwikkeld met stakeholders in de Krimpenerwaard en heeft geleid tot de huidige maatschappelijke afweging in de NEN (Circulaire bodemsanering, Stap 3 in NEN 5737), waarin beschreven wordt hoe dit proces van afwegen van effecten en belangen kan worden uitgevoerd.

6 Synthese

6.1 Gekozen aanpak

De bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard kenmerkt zich door een groot aantal versnipperde locaties, variërend in oppervlakte, met een variatie aan verontreiniging. Het Bodembeheerplan voor de Krimpenerwaard is gebaseerd op een 'functiegerichte sanering' door afdekking van verdachte slootdempingen met schone, gebiedseigen grond. Na sanering mag de bodemverontreiniging geen beperking vormen voor beoogde functies landbouw (vooral beweiding), natuur, recreatie of drinkwaterwinning in het gebied. Er is voor gekozen om de effectiviteit van de sanering per dempingcategorie te beoordelen, zoals beschreven in het Verificatieonderzoek Ecologie (Faber *et al.*, 2004). Het afdekken van dempingen is een nieuwe vorm van omgang met bodemverontreiniging in het landelijk gebied en is in de Krimpenerwaard voor het eerst op grote schaal toegepast. Voor de uitvoering van dit Bodembeheerplan is de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (verder aangeduid met SBK) opgericht.

Een belangrijk effect van het Bodembeheerplan is geweest dat er na de oprichting van de SBK duidelijkheid kwam voor de regio Krimpenerwaard: de SBK nam het beheer en – indien nodig – de afdekking van de slootdempingen over en de grondmobiliteit kwam hierdoor weer op gang.

6.2 Effectiviteit saneringsmaatregel

De effectiviteit van de saneringsmaatregel op de korte termijn wordt samengevat in Tabel 11 met betrekking tot de verschillende monitoringsparameters en de conclusie per dempingcategorie.

Tabel 11

Samenvattende beoordeling van de effectiviteit van de saneringsmaatregel voor de verschillende categorieën dempingmateriaal op basis van monitoring op korte termijn. Een ✓ betekent dat de maatregel effectief is; een ⊗ betekent dat de demping significant negatief afwijkt van de referentie.

Soort	Meting	BA	B&S	HHA	SHR	opmerkingen
Regenwormen	veldinventarisatie	⊗	✓	✓	✓	
	bioaccumulatie metalen	✓	✓	✓	✓	
	bioaccumulatie PCB's	⊗	✓	✓	✓	weinig locaties voor BA
Mol	bioaccumulatie PCB's	✓	✓	⊗	⊗	veel variatie tussen individuen weinig locaties voor HHA en SHR
Conclusie per categorie		⊗	✓	⊗	⊗	

Veldinventarisatie regenwormen

Het afdekken van de slootdemping heeft een beperkt negatief effect op de regenwormenlevensgemeenschap. Waarschijnlijk komt dit door de fysieke verstoring van het grondverzet op het weiland en is de levensgemeenschap in de relatief korte periode na afdekken (twee tot vier jaar) daar nog niet helemaal van hersteld. Qua aantallen is de levensgemeenschap min of meer op hetzelfde niveau als in de T0-monitoring, maar er is wel een relatieve verschuiving in soortsaamenstelling vanwege betere habitatcondities voor dieper levende soorten.

De veldinventarisatie voor de categorie Bedrijfsafval laat zien dat de dichtheid en biomassa op de afgedekte demping nog significant lager zijn dan op de referentie (Tabel 11). Het verschil is niet groot

en de mate waarin ecologische effecten zullen doorwerken, is in deze monitoring niet verder onderzocht. In het algemeen kan gesteld worden dat bij lagere dichtheden aan regenwormen de bodemprocessen waar regenwormen aan bijdragen, ook minder zullen verlopen (zoals bodemvruchtbaarheid, waterhuishouding). Tevens is het voedselaanbod voor regenwormeneters (zoals weidevogels, mol) minder.

Bioaccumulatie in regenwormen

De tendens van de bioaccumulatiere resultaten wijst in de goede richting, d.w.z. dat na sanering minder contaminanten in de regenwormen terechtkomen. De bioaccumulatie van metalen in de twee onderzochte soorten regenwormen is op afgedekte dempingen zelfs lager dan op de naastgelegen referentie. Dit resultaat geeft aan dat afdekken met schone grond voor regenwormen effectief blijkt te zijn om blootstellingsrisico's te verminderen. Afdekken is hier dus een effectieve maatregel op de korte termijn, en dat is een hoopgevende constatering. Voor metaalaccumulatie valt deze conclusie goed te onderbouwen, maar voor PCB-accumulatie is dat lastiger. De bioaccumulatie van PCB's in regenwormen varieert sterk tussen jaren. De gehalten zijn laag en liggen op de analytische ondergrens van wat goed gemeten kan worden. Het aantal locaties per type demping is beperkt. Deze factoren samen bemoeilijken de interpretatie. De PCB-accumulatie in de dieper levende soort is op één dempingstype (Bedrijfsafval) nog steeds significant verhoogd; voor de andere onderzochte dempingcategorie (Bouw- en sloopafval) is het gehalte in de dieper levende regenwormsoort op de demping significant lager. Over het geheel genomen – beide regenwormensoorten en alle onderzochte dempingcategorieën – is het beeld voorzichtig positief, aangezien de PCB-gehalten in de wormen op de afgedekte dempingen in de T1-monitoring gemiddeld lager zijn dan in de referenties.

Bioaccumulatie in mollen

De resultaten voor de bioaccumulatie in mollen, representatief voor andere wormen-etende predatoren zoals weidevogels, laten een minder gunstige ontwikkeling zien. De saneringsmaatregel is niet toereikend om bioaccumulatie terug te brengen tot referentieniveau voor de dempingtypen Shredder en Huishoudelijk afval. Voor deze dempingtypen blijkt er nog altijd sprake van significant verhoogde PCB-gehalten. De wetenschappelijke onderbouwing wordt gehinderd door het beperkte aantal locaties per dempingtype. Idealiter zouden voor elk dempingtype vijf locaties bemonsterd moeten worden voor voldoende statistisch betrouwbare bevindingen.

Vergeleken met regenwormen heeft de mol een groter territorium dan een enkele afgedekte slootdemping en ook een langere levensduur die meerdere monitoringsjaren kan omvatten. Bioaccumulatie van PCB's geeft dus een gespreider beeld in ruimte en tijd. Bij de interpretatie moet ook rekening worden gehouden dat de Krimpenerwaard als gebied in zijn geheel licht verontreinigd is. Vergeleken met gegevens uit het PIMM-programma (PIMM, 1990, 1991, 1993) zijn de PCB-gehalten in mollen op referentielocaties in de Krimpenerwaard aan de hoge kant.

Als monitoringsparameter staat de mol model voor een hoger trofisch niveau in het voedselweb, in het bijzonder voor weidevogels. De gebiedsgerichte natuurdoelstellingen voor de Krimpenerwaard omvatten onder meer duurzame populaties weidevogels. Het Verificatieonderzoek Ecologie heeft al sterke verbanden laten zien tussen blootstelling in het broedterritorium, verhoogde blootstelling in eieren en een sterke tendens tot verlaagd broedsucces van grutto's. De na afdekken onverminderd aangetroffen verhoogde PCB-gehalten in mollen op afgedekte shredder en huishoudelijk afvaldempingen duiden erop dat risico's voor de weidevogels nog steeds aanwezig zijn of kunnen zijn.

Categoriegewijze beoordeling kortetermijneffectiviteit saneringsmaatregel

- Bedrijfsafval: voor twee monitoringsparameters is er nog een significant verschil, veldinventarisatie regenwormen en bioaccumulatie PCB's in regenwormen (Tabel 11). Zoals al beargumenteerd, is de verwachting dat het ecologisch effect van de lagere biomassa en dichtheid regenwormen op de demping ten opzichte van de referentie beperkt is. De conclusie t.a.v. het ecologisch effect van significant hogere bioaccumulatie van PCB's in de dieper levende regenwormsoort op de afgedekte demping wordt nog bemoeilijkt door het kleine aantal onderzochte locaties. Echter, op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *niet* effectief is op de korte termijn voor de categorie Bedrijfsafval.

- Bouw- en sloopafval: voor alle monitoringsparameters is er geen significant verschil meer tussen metingen op de afgedekte demping en de referentie (Tabel 11). Op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *wel* effectief is op de korte termijn voor Bouw- en sloopafval.
- Huishoudelijk afval: voor de regenwormen monitoringsparameters is er geen significant verschil meer tussen metingen op de afgedekte demping en de referentie (Tabel 11). De bioaccumulatie van PCB's in de mol is nog wel significant hoger dan in de referentie en ten opzichte van de T0-monitoring zelfs toegenomen. Deze toename wordt door één uitschieter veroorzaakt. Op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *niet* effectief is op de korte termijn voor de categorie Huishoudelijk Afval.
- Shredder: voor de regenwormen monitoringsparameters is er geen significant verschil meer tussen metingen op de afgedekte demping en de referentie (Tabel 11). De bioaccumulatie van PCB's in de mol is nog wel significant hoger dan in de referentie, en gelijk gebleven met de T0-monitoring. Op basis van deze T1-monitoringsresultaten is de conclusie dat de saneringsmaatregel *niet* effectief is op de korte termijn voor de categorie Shredder.

Langere termijn

De oorspronkelijke, ideale monitoringsopzet voorzag ook in een T2-monitoring, zeven tot tien jaar na afdekken, en in een T3-monitoring vijftien tot twintig jaar na afdekken, om op de langere termijn de duurzame effectiviteit van de saneringsmaatregel te kunnen vaststellen en zo uit te kunnen sluiten dat herverontreiniging optreedt. De resultaten van de T1-monitoring laten zien dat een aantal effecten op de korte termijn wordt weggenomen. Over de duurzaamheid van de saneringsmaatregel kunnen geen uitspraken gedaan worden. De verwachting is wel dat de regenwormenlevensgemeenschap zich in de tijd nog verder kan herstellen. Daarentegen wordt de bioaccumulatie van metalen en PCB's in regenwormen niet vanzelf minder. De hogere gehalten van zowel metalen als PCB's in de dieper levende regenwormsoort vergeleken met de oppervlakkig levende soort geven wel aan dat het contact met de bron van de verontreiniging is blijven bestaan. De mogelijkheid van toekomstige herverontreiniging door bioturbatie en capillaire opstijging valt daarom niet uit te sluiten.

6.3 Toepassing en vooruitblik

6.3.1 Leerpunten en inzichten

Het ecologisch onderzoek in de Krimpenerwaard, uitgevoerd in het kader van achtereenvolgens het Verificatieonderzoek Ecologie (Faber *et al.*, 2004), de T0-monitoring (Faber *et al.*, 2009) en deze T1-monitoring, heeft veel inzichten opgeleverd in de ecologische risico's van de bodemverontreiniging. De gevolgde aanpak van het afdekken van slootdempingen met een voldoende dikke en schone leeflaag en de categoriegewijze beoordeling is in grote lijnen effectief gebleken, althans op de korte termijn waarop vooralsnog werd gekeken. Op basis van deze ervaringen kunnen de volgende leerpunten geïdentificeerd worden.

De drijvende kracht achter de aanpak in de Krimpenerwaard was destijds dat de aanwezige verontreiniging een juridische belemmering vormde voor eigendomsoverdracht voor percelen grond. Hierdoor stagneerde het gebiedsbeleid van de provincie en de herverkaveling en overdracht tussen particuliere eigenaren. De oprichting van de SBK, die wel het beheer, maar niet het eigendom van de dempingen overneemt van de landeigenaar, heeft een direct positief effect gehad op de grondmobiliteit en het weer lostrekken van gebiedsprocessen.

De maatschappelijke betekenis van het gehele traject in de Krimpenerwaard, met Verificatieonderzoek Ecologie en ecologische monitoring, is groot en vernieuwend geweest. In de eerste plaats is het onderzoek sterk gericht geweest op het vaststellen van actuele risico's met betrekking tot de directe gebruiksdoelstellingen en beoogde revenuen van het landgebruik van zowel landeigenaren als regionale stakeholders. Daarbij is voor die tijd relatief veel maatwerk toegepast. Tegenwoordig zouden we spreken van een systeemgerichte aanpak en ecosysteemdiensten beoordeling als uitgangspunt. In de tweede plaats zijn de partijen in de regio tijdens het proces van de risicobeoordeling betrokken geweest bij de keuze van de monitoringsparameters, de omvang van het onderzoek en de discussie

over de beoordelingscriteria. (NB De criteria zijn vastgesteld voorafgaand aan de uitvoering van het onderzoek.) De stakeholders zijn aldus bij de risicobeoordeling betrokken geraakt en hebben een grote acceptatie voor de onderzoeksresultaten. De ervaringen opgedaan in de Krimpenerwaard hebben inmiddels ook bijgedragen aan de totstandkoming van de huidige Maatschappelijke afweging (uitgewerkt in de Circulaire bodemsanering, Stap 3 in NEN 5737). Deze voorbeeldfunctie van de Krimpenerwaard zou nog meer kunnen worden benut.

Gedurende het traject (vanaf jaren negentig) is het beeld veranderd op welke wijze omgegaan wordt met bodemverontreiniging. In de vorige eeuw lag de nadruk op sanering door de verontreiniging geheel weg te nemen en was er een gelijke streefwaarde voor alle vormen van landgebruik. De perceptie is met de Beleidsvernieuwing Bodem verschoven naar een meer functiegerichte benadering, waarbij terugsaneerwaarden kunnen worden gedifferentieerd. Het wegnemen van de bron wordt niet langer als enige optie gezien en met name voor diffuse verontreinigingen wordt vaak gekozen voor opties die de blootstellingsrisico's verminderen. Als door 'isoleren, beheersen en controleren' de blootstelling aan verontreiniging tot een acceptabel niveau terug kan worden gebracht met minder ingrijpende en kostbare maatregelen dan afgraven en afvoeren, dan verdienen dergelijke maatregelen sindsdien al snel de voorkeur.

6.3.2 Omgaan met restonzekerheden

In de oorspronkelijke opzet zou voor alle 50 locaties een T1-monitoring worden uitgevoerd. Deze afrondende rapportage van de T1-monitoring beschrijft de resultaten van 23 locaties, dus iets minder dan de helft. Deze locaties zijn ook niet evenredig verdeeld over de verschillende dempingcategorieën (Tabel 12). Een belangrijke onderzoekstechnische vraag voor de risicobeoordeling hierbij is of de gehalveerde uitvoering van de T1-monitoring de conclusies ten aanzien van de effectiviteit belemmert. Zijn er nog restonzekerheden overgebleven ten aanzien van de wetenschappelijke evaluatie van de effectiviteit van de maatregel, zoals die op korte termijn van enkele jaren is vast te stellen, die opgelost zouden kunnen worden door additioneel meer locaties te onderzoeken (dus continueren T1-monitoring volgens oorspronkelijke opzet)? (NB Evaluatie van de effectiviteit op lange termijn vereist een T2 en is in deze discussie nu niet aan de orde.) En beïnvloedt dat dan de huidige aanpak? Of weten we genoeg voor 'informed decision making' bij het risicomanagement?

Tabel 12

Aantal locaties in het onderzoek per dempingtypen in T0 en T1

Dempingtype	Onderzocht in T0	Afgefallen	Onderzocht in T1	Nog te doen
Bedrijfsafval	12	0	8	4
Bouw- en sloopafval	16	3	5	8
Huishoudelijk afval	9	0	5	4
Shredder afval	13	3	5	5

Regenwormen

De resultaten aan de regenwormen laten zien dat er nog sprake is van een restonzekerheid voor de categorie Bedrijfsafval. De dichtheden en biomassa op de afgedekte demping zijn lager dan op de referentie, en de bioaccumulatie van PCB's in de dieper levende regenwormsoort is op de afgedekte demping significant hoger dan in de referentie. Voor de oppervlakkig levende regenwormsoort is er geen verschil tussen demping en referentie in bioaccumulatie van PCB's. Deze restonzekerheid valt te reduceren door de resterende vier locaties te onderzoeken. De meerwaarde van het reduceren van de onzekerheid voor de huidige aanpak in het gebied is echter beperkt. (Zie ook de volgende paragraaf risico's beheren.)

Mollen

De bioaccumulatie van PCB's in de mol vertoont veel variatie, zowel tussen als binnen dempingtypen. Een deel van deze variatie hangt samen met structurele verschillen tussen de jaren van monitoring. De conditie van de mol uitgedrukt in de Scaled Mass Index is een mogelijke verklaring voor de variatie

van jaar tot jaar in PCB-gehalte. De T1-monitoring laat zien dat voor Shredder en Huishoudelijk afval het afdekken van de demping (vooralsnog) de ecotoxicologische effecten niet heeft weggenomen. Aangezien het territorium van de dieren groter is dan de slootdemping is onze inschatting dat een dikkere afdeklaag (bijv. 50 cm) de effectiviteit van de maatregel ook niet in betekenis zou hebben vergroot. Voor de evaluatie van de effectiviteit van de maatregel is meer kennis over bioaccumulatie in mollen daarom niet vereist.

Opschaling naar weidevogels

Het extrapoleren van resultaten van de mol naar weidevogels, zoals de grutto, is ook nog een restonzekerheid. Hoewel mol en grutto beide regenwormen eten, is het aandeel van de dieper levende of oppervlakkig levende wormen in het dieet waarschijnlijk verschillend. Uit het Verificatieonderzoek Ecologie bleek geen statistisch significant effect op de reproductie van de grutto, maar er was wel een duidelijk negatieve tendens (het aantal broedselobservaties was te beperkt om het resultaat statistisch significant te maken). Er was wel een significante blootstelling in de eieren en kuikens van grutto en kievit. Dat er na afdekken van dempingen nog steeds PCB-blootstelling bij mollen valt te constateren, suggereert dat de effecten op weidevogels mogelijk eveneens niet zijn weggenomen. Aangezien weidevogels een primaire natuurdoelstelling vormen, moet op dit punt worden geconstateerd dat met de huidige gegevens niet kan worden gesteld dat de maatregel voldoende effectief is.

6.3.3 Vooruitblik

Van risico's vaststellen naar risico's beheren

De studies in de Krimpenerwaard hebben als focus gehad het vaststellen van ecologische risico's van aanwezige bodemverontreiniging door in relevante biota (regenwormen en mol) effecten te meten. Hoewel er nog wel sprake is van restonzekerheden (zie voorgaande paragraaf), zal het verder reduceren van deze onzekerheden geen nieuwe inzichten opleveren voor het effectief beheren van risico's.

De restonzekerheden zitten in de bioaccumulatie van PCB's in dieper levende regenwormsoort, de opname van PCB's in de voedselketen via regenwormen (mol en weidevogels) en de effectiviteit van de maatregel op de langere termijn. Het risicobeheer moet zich dus richten op een effectief beheer van risico's voor regenwormeneters, nu en op de langere termijn. Het op dikte houden van een schone afdeklaag is hierbij een eerste aandachtspunt. Er kan ook worden gedacht aan een verzwaring van de saneringsmaatregel, hetzij door toepassing van een dikkere afdeklaag, al dan niet in combinatie met een folie. Andere opties kunnen wellicht worden gevonden onder de Handelingsperspectieven ecologische risico's (beschikbaar via website Risicotoolbox bodem).

Aanbeveling voor het afdekken van resterende locaties

Bij de start van de T0-monitoring is ervoor gekozen om de effectiviteit van de sanering per categorie te beoordelen, net zoals ook de noodzaak tot sanering categoriegewijs werd beoordeeld. De opzet van de monitoring en evaluatie van de effectiviteit zijn daarop ingericht. De variatie tussen locaties is groot gebleken (geïllustreerd door de vaak grote foutvlaggen en 'outliers' in de figuren), en het is zo dat er nu ook locaties worden afgedekt waar de ecologische risico's in de range van de referentie liggen en waarvoor een directe noodzaak tot sanering dus niet bestaat. In dergelijke situaties worden in principe dus onnodige kosten gemaakt. Wij kunnen nu niet aangeven hoeveel locaties dat precies zijn, laat staan welke het zijn, maar wij denken dat dit een niet te verwaarlozen deel op het totaal is. Uit oogpunt van kostenbesparing valt daarom te overwegen om geselecteerde locaties nog eens specifiek te bekijken alvorens tot sanering over te gaan.

Bij een locatiespecifieke beoordeling wordt een locatie vergeleken met de gebiedseigen referentie. Per parameter (bioaccumulatie in worm of mol) worden aan de hand van referentiewaarden (beschikbaar uit Verificatieonderzoek en T0-monitoring) kritieke waarden vastgesteld. Hiervoor wordt het 95 of 97,5 percentiel gebruikt, afhankelijk van de gewenste gevoeligheid en kans op vals-positieve selectie. Per locatie kan voor elke parameter vergeleken worden of de gemeten waarde een overschrijding heeft van kritieke referentiewaarde – en dus afdekken des te meer wenselijk is naarmate er meer overschrijdingen zijn – of dat er geen overschrijding is. In het laatste geval is er geen afdekking nodig.

Literatuur

- Faber, J.H., J.J.C. van der Pol, & N.W. van den Brink. 2004. Verificatieonderzoek Ecologie Krimpenerwaard. Eindrapport. Alterra-rapport 1016.
- Faber, J.H., H.J. de Lange, A. van der Hout, & J.J.C. van der Pol. 2009. Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer in de Krimpenerwaard. Nulmeting. Alterra-rapport 1814.
- Groenenberg, J.E. 2009. Persoonlijke mededeling meetgegevens aan dempingmateriaal, monitoring landbouw.
- de Lange, H.J., A. van der Hout, & J.H. Faber. 2010. Monitoring van ecologische risico's bij actief bodembeheer van slootdempingen in de Krimpenerwaard. T1-monitoring; Eerste deel (2009). Alterra-notitie (vertrouwelijk).
- de Lange, H.J., & J.H. Faber. 2012. Bureaustudie ecologische risico's van slootdempingen in de Krimpenerwaard. Ecologische risico's in relatie tot dikte afdeklaag en naburige dempingen. Alterra notitie.
- Leonards, P.E.G., B. van Hattum & H. Leslie. 2008. Assessing the risks of Persistent Organic Pollutants to top predators: A review of approaches. Integrated Environmental Assessment and Management 4(4): 386-398.
- ODMH & SBK. 2013. Koersnota Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard.
- Peig, J. & A.J. Green. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: The scaled mass index as an alternative method. Oikos 118(12): 1883-1891.
- Peterson, S. H., J.L. Hassrick, A. Lafontaine, J.-P. Thomé, D.E. Crocker, C. Debier, & D.P. Costa. 2014. Effects of age, adipose percent, and reproduction on PCB concentrations and profiles in an extreme fasting North Pacific marine mammal. PLoS ONE 9(4): e96191.
- van der Pol, J.J.C., N.W. van den Brink, & J.H. Faber. 2004. Contaminanten en ecotoxicologische effecten in slootdempingen in de Krimpenerwaard. Verificatieonderzoek Ecologie fase 2a: Screening. Alterra-rapport 1019.
- 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.
- Sims, R.W., & B.M. Gerard. 1985. Earthworms: Keys and notes for the identification and study of the species. Brill, London.
- Tuinstra, J., & R.J.M. Düking. 2005. Standaardmaatregel bodembeheer sloot-dempingen Krimpenerwaard. Rapport Royal Haskoning, nr. 9P891/R00001/JTUI/Rott1, 5 pp + figuren.

Websites

Maatschappelijke afweging: <http://www.risicotoolboxbodem.nl/sanscrit/maatschappelijkeafweging/>
Handelingsperspectieven ecologische risico's:
<http://www.risicotoolboxbodem.nl/sanscrit/handelingsperspectieven/>

Bijlage 1 Veldwaarnemingen locaties T1-monitoring

Monitoring 2009

Locatie	Type demping	Bemonsterings-datum	Opmerkingen	Wormen	Mollen
38ba05406	BA	27-10-2009			
38bz02030	BA	26-10-2009	demping met gebroken puin afgedekt (ongeveer 20 cm dik)		geen mollen gevangen
38bz01259	BA	27-10-2009			geen mollen gevangen
38bz02020	BA	26-10-2009			
38cn02328	B&S	29-10-2009			
38dn02017	B&S	29-10-2009			
38cn02306	B&S	2-11-2009			
NW00225	HHA	26-10-2009			
NW00412	HHA	2-11-2009			
38bz00163	HHA	29-10-2009			geen mollen gevangen
38az00412	SHR	2-11-2009			geen mollen gevangen
38bz00600	SHR	28-10-2009			geen mollen gevangen
NW00111	SHR	28-10-2009			

Monitoring 2012

Locatie	Type demping	Gebied	Bemonsteringsdatum	Opmerkingen	Wormen	Mollen
38az06107	SHR	Stolwijk_Benedenheul	23-10-2012	zode: vochtig, zwart veen + hout en scherven in ondergrond	geen wormen in dempingsmonster	
38az06108	SHR	Stolwijk_Benedenheul	23-10-2012	zode: vochtig, zwart veen + hout en glas in ondergrond	geen wormen in dempingsmonster	
38bz00701	B&S	Schoonhoven_Bovenberg	27-10-2012	zode: vochtig, gras op zeer kleiig veen, onderin grote brokken zeeklei		
38bz01193	BA	Stolwijk_Koolwijk	25-10-2012	zode: vochtig, gras op 10 cm veen, daaronder dikke laag compacte klei + glas + potscherven		geen mollen gevangen
38bz01337	BA	Stolwijk_Koolwijk	26-10-2012	zode: vochtig, gras op veen, onderin zandig veen met klontjes klei		geen mollen gevangen
38bz02380	BA	Stolwijk_Koolwijk	26-10-2012	zode: vochtig, zandig veen met klonten klei		geen mollen gevangen
38bz02401	HHA	Schoonhoven_Bovenberg	24-10-2012	zode: vochtig, kleiig veen + klonten klei, gras wortelt ondiep		
38bz02410	HHA	Stolwijk_Koolwijk	25-10-2012	zode: vochtig, kleiig veen + klonten klei en scherven		geen mollen gevangen
38cn02268	B&S	Lekkerkerk_Schuwacht	27-10-2012	zode: vochtig, gras op zeer kleiig veen, onderin kruimelig		
NW00144	BA	Schoonhoven_Bovenberg	24-10-2012	zode: vochtig, kleiig vet veen		

Bijlage 2 Methode PCB opwerking en analyse

Materiaal en methoden

De te analyseren PCB's werden uit verschillende biota-monsters (vaste matrix) d.m.v. reflux met hexaan geëxtraheerd. Het extract werd aan het einde geconcentreerd d.m.v. indampen. Na het vaststellen van het vetgehalte in het extract en een clean-up met geconcentreerde zwavelzuur, zijn de monsters geanalyseerd op aanwezigheid van PCB's m.b.v. GC-ECD.

Chemicaliën

n-Hexaan:	AcrosOrganics, 99+%, code:160780025
Watervrij natriumsulfaat:	AppliChem, A3487,1000
Zwavelzuur:	Merck, iso 95-97%, code: 1.00731.1011
PCB mix 19:	Dr. Ehrenstorfer referentie materiaal 10ng/µl, L20031900IO
PCB mix 20:	Dr. Ehrenstorfer referentie materiaal 10ng/µl, L20032000IO
PCB mix 7:	Dr. Ehrenstorfer referentie materiaal 10ng/µl, L20030700IO

Bereiding kalibratiestandaarden

Van Dr. Ehrenstorfer PCB-mix 7, 19 en 20 werden m.b.v. een verdunningsapparaat (Hamilton serie 500) werkstandaarden met een concentratie van 100, 50, 25, 10, 1.0 en 0.5 µg/l bereid in hexaan.

Monstervoorbereiding/extractie

Na het ontdooien en wegen, werd ieder monster overgebracht in een mortier en fijngewreven met watervrije natriumsulfaat. De extractie werd daarna uitgevoerd met 100 ml hexaan per monster, m.b.v. de Soxterm extractie-apparaat type S306 AK/S306 A.

Het extract werd kwantitatief overgebracht in 25 ml buizen met maatverdeling en verder ingedampt in een Barkey indampopstelling tot een eindvolume van 1,5 ml. Hiervan werd 0,5 ml gebruikt om het vetgehalte te bepalen en het resterende deel om de analyse van PCB's uit te voeren. De vetfractie werd hiervoor overgebracht in vooraf gewogen WISP-vial en droog gedampt op kamertemperatuur, in de zuurkast. Door de WISP-vials opnieuw te wegen werd het percentage vet in extract vastgesteld.

Clean-up (zuivering) met geconcentreerd zwavelzuur

Aan het overgebleven extract werd 1 ml geconcentreerd zwavelzuur toegevoegd. Na het scheiden van de twee fracties werd de gezuiverde hexaanextract in GC-vials overgebracht en m.b.v. GC-ECD geanalyseerd op aanwezigheid van PCB's. Twee blanco chemicaliënmonsters, geëxtraheerd op dezelfde wijze als de gewone monsters, zijn meegenomen in de analyse. De data werden met Atlas verzameld en de kwantificering werd uitgevoerd aan de hand van externe kalibratiestandaarden.

Tabel 1

De chromatografische condities voor de analyse van PCB's m.b.v. GC-ECD.

STOF	Chromatografische condities					
	Kolom	Mobiele fase	Injectie-volume	injectie	Temperatuur-programma	Retentietijden
PCB's	DB5 30m narrow bore	Helium: 15 psi.	1 µl	splitless	initial temp.:70°C; initial time:1min. rate1: 10°C/min. final temp.1: 200°C final time 1: 0 min. rate2: 25°C/min. final temp.2: 290°C final time 2: 3.00 min.	Tussen 14 en 22 min.

Gemeten PCB-congeneren (vetgedrukt zijn de set van 7 RIVM PCB's)

8, 18, **28**, 31, 44, **52**, 70, **101**, 105, **118**, 126, 128, **138**, 149, **153**, 156, 169, 170, **180**, 194, 195, 209.

Bijlage 3 Variatie PCB-gehalte in mollen op referentiepercelen

Referentiepercelen

In totaal zijn er in 2005, 2007 en 2009 en 2012 dertien keer locaties gebruikt als referentielocatie om mollen te vangen: vijf in 2005 (T0), twee in 2007 (aanvullende T0), tien in 2009 (T1 eerste tranche) en vijf in 2012 (T1 tweede tranche). Vier locaties zijn zowel in T0 als in T1 gebruikt. Van elke referentielocatie is door SBK geïnventariseerd of er een demping in het perceel aanwezig is (Tabel 1). Hieruit blijkt dat er in zes van de dertien percelen wel een demping aanwezig is die mogelijk van invloed is op de accumulatie in de mol. Het dempingsmateriaal is in de meeste gevallen niet schadelijk, behalve in geval van SWK02A3103, waar een bouw- en sloopafvaldemping is, en GDR02B894 met een huishoudelijk-afvaldemping.

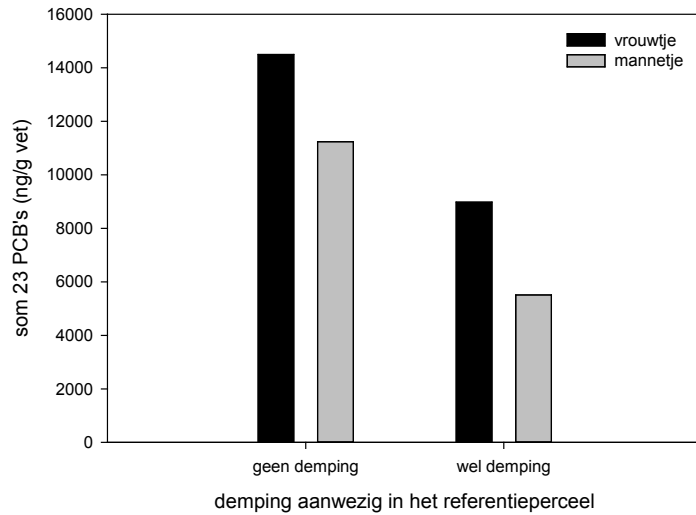
Aangezien de actieradius van een mol gedurende zijn leven groter kan zijn dan een weiland, is ook gekeken naar de aanwezige dempingen in aangrenzende percelen (Tabel 1). Dit is voor elf van de dertien percelen het geval. Het aantal dempingen in de omgeving varieert van een tot zes, en het type dempingsmateriaal is in vijf aangrenzende percelen schadelijk.

Tabel 1

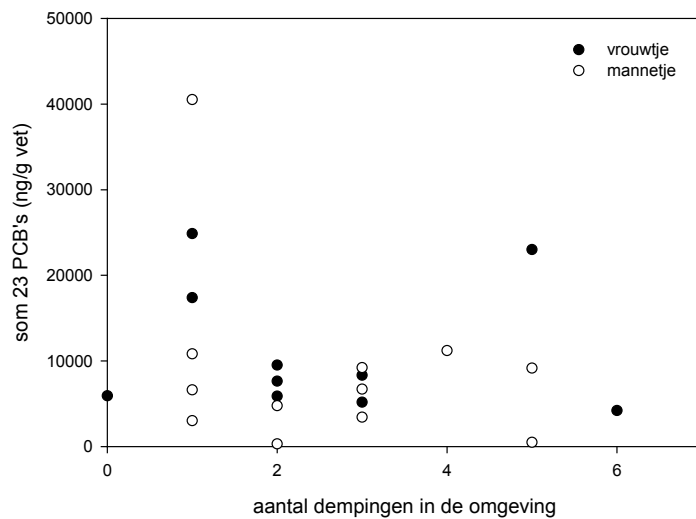
Overzicht referentielocaties, V of M aangegeven vrouwtje (V) of mannetje (M) per locatie en jaar.

Locatie	T0 2005	T0 2007	T1 2009	Type demping in perceel	Aantal dempingen in omgeving	Type demping in omgeving
BAB00A6285	M		V	geen	1	GROND
BAB00C4565	M		2x V	TAK	2	TAK
BKW00A57			M	geen	3	GROND
GDR02B665	M		3x V	BAG	2	B&S, BAG
GDR02B894			2x V	HHA	3	B&S, GROND
GDR02C1438		2x V		geen	0	geen
LKK00A1836	M		M, V	AGR	1	AGR
ODK04A1436		2x M		geen	1	GROND
ODK04A3587			2x M	BAG	3	SHR, GROND
ODK04B3256	V			geen	0	geen
SHV00F433			V, 2x M	geen	5	B&S, BAG, GROND
SWK02A3103			M, V	B&S	4	SHR, GROND, B&S
VLI00A478			V	geen	6	TAK, BAG

Er is eerst met behulp van figuren bekeken of deze aanwezigheid van dempingen gebruikt kan worden om de variatie in PCB-gehalte in de mol te verklaren. Dit is een visuele analyse en geen statistische analyse. Hiervoor zijn alleen adulte mollen bekeken en de data zijn opgesplitst naar sekse. Uit de figuren blijkt dat de gemiddelde PCB-concentratie in de mol op de percelen zonder demping hoger was dan op de percelen met een demping en dat vrouwtjes een hogere concentratie hebben dan mannetjes (Figuur 1). Als wordt gekeken naar het aantal dempingen in de omgeving, dan blijkt hieruit geen duidelijke relatie tussen aantal dempingen en PCB-gehalte in de mol (Figuur 2). Als het type demping in de omgeving wordt gebruikt, blijkt dat de schade-categorie zoals SBK die hanteert wel van invloed lijkt op de PCB-concentratie in de lever van de mol (Figuur 3). DIII- en AI- type dempingen geven in vrouwtjes een hoger PCB-gehalte dan geen demping in de omgeving, BII-dempingen een vergelijkbaar PCB-gehalte. Voor mannetjes zijn minder gegevens voorhanden, zodat er geen conclusie getrokken kan worden.



Figuur 1 Gemiddelde concentratie van som 23 PCB's in de lever van adulte mollen, op referentiepercelen zonder demping en met demping, uitgesplitst naar sekse.



Figuur 2 Concentratie som 23 PCB's in de lever van adulte mollen, uitgezet tegen aantal dempingen in omliggende percelen, uitgesplitst naar sekse. Elk punt is een individuele mol.

Regressieanalyse referentiemollen

Voor deze analyse zijn alle mollen op referentiepercelen gebruikt, de waarnemingen uit T0 en T1 zijn gecombineerd. In totaal zijn gegevens van 41 individuele mollen hiervoor gebruikt. Als responsvariabele is de logconcentratie van de som van 23 PCB's gebruikt. Uit eerdere analyses bleek dat er geen verschil in uitkomsten was tussen som 23 PCB's en som 7 PCB's van het RIVM. Als maximaal model zijn de volgende gemeten variabelen en factoren gebruikt:

- gewicht mol (variabele)
- lengte (variabele)
- Scaled Mass Index (variabele)
- gewicht lever (variabele)
- sekse (factor man of vrouw)
- leeftijd (factor juveniel, subadult of adult)
- jaar van monitoring (factor 2005, 2007, 2009 of 2012)
- type demping aanwezig op referentieperceel (factor)
- aantal dempingen in omgeving (variabele)
- categorie demping omgeving (factor)

Uit de voorwaartse selectieprocedure volgde vier predictor variabelen: jaar, aantal dempingen in de omgeving, sekse en gewicht. Het model is significant ($p=0.001$) en verklaart 35,7% van de variatie. Opvallend is dat de variabele Scaled Mass Index niet geselecteerd wordt als verklarende variabele. De regressiemodellen waarbij SMI is toegevoegd, hebben een lagere verklaarde variantie dan de modellen met jaar als factor. De verklaarde variantie gaat omhoog naar 44,6% als we het volledige model beschouwen, met alle interactietermen tussen deze vier voorspellende variabelen (significantie model: $p=0,041$).

Onderstaande tabel geeft de parameterwaarden van het model, met als uitgangswaarde voor jaar = 2005 en voor sekse = vrouwtje. De negatieve waarde voor sekse M geeft weer dat mannetjes gemiddeld een lagere concentratie hebben dan vrouwtjes. Jaar van monitoring is het significantst.

Tabel 2

Parameterwaarden van het regressiemodel voor referentiemollen.

Parameter	estimate	s.e.	t(34)	t pr.
Constant	2.967	0.489	6.07	<.001
Jaar 2007	0.704	0.229	3.07	0.004
Jaar 2009	0.568	0.19	2.99	0.005
Jaar 2012	0.283	0.195	1.45	0.156
N_demp_omg	-0.059	0.0346	-1.71	0.097
Msekse M	-0.275	0.179	-1.53	0.135
Mgewicht	0.00596	0.00536	1.11	0.273

Bijlage 4 Regressieanalyse mollen T1-monitoring

Voor deze analyse zijn alle mollen gevangen in T1 gebruikt, gevangen op referentiepercelen en op afgedekte dempingen. In totaal zijn hiervoor gegevens van 63 individuele mollen gebruikt. Als responsvariabele is de logconcentratie van de som van 23 PCB's gebruikt. Uit eerdere analyses bleek dat er geen verschil in uitkomsten was tussen som 23 PCB's en som 7 PCB's van het RIVM. Als maximaal model zijn de volgende gemeten variabelen en factoren gebruikt:

- gewicht mol (variabele)
- lengte (variabele)
- Scaled Mass Index (variabele)
- gewicht lever (variabele)
- sekse (factor man of vrouw)
- leeftijd (factor juveniel, subadult of adult)
- jaar van monitoring (factor 2005, 2007, 2009 of 2012)
- type onderliggende demping (factor)
- aantal dempingen in omgeving (variabele)
- categorie demping omgeving (factor)

Uit de forward selectieprocedure komen de volgende drie predictoren: type onderliggende demping, jaar en Msekse. Het model is significant ($p < 0.001$) en verklaart 29,0% van de variatie. Het toevoegen van de interactietermen vergroot de verklaarde variatie tot 32,9%. Ook in deze analyse wordt Scaled Mass Index niet geselecteerd als predictor. Het handmatig toevoegen van Scaled Mass Index resulteert in een lagere verklaarde variantie.

Onderstaande tabel geeft de parameter waarden van het model, met als uitgangswaarde voor jaar = 2009, voor sekse = vrouwtje, en voor type demping REF. De negatieve waarde voor sekse M geeft weer dat mannetjes gemiddeld een lagere concentratie hebben dan vrouwtjes. De positieve parameter waarde en $t < 0.05$ geeft aan dat mollen gevangen op percelen met afgedekte dempingstype Shredder en Huishoudelijk afval significant hoger PCB gehalte hebben dan mollen gevangen op referentiepercelen.

Tabel 1

Parameterwaarden van het regressiemodel voor referentiemollen.

Parameter	estimate	s.e.	t(55)	t pr.
Constant	3.877	0.121	31.99	<.001
B&S	-0.073	0.132	-0.55	0.585
BA	0.323	0.172	1.88	0.065
HHA	0.426	0.172	2.48	0.016
SHR	0.837	0.19	4.41	<.001
Jaar 2012	-0.355	0.105	-3.38	0.001
Msekse M	-0.136	0.108	-1.27	0.211

Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 0317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2703
ISSN 1566-7197



Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Alterra Wageningen UR
Postbus 47
6700 AA Wageningen
T 317 48 07 00
www.wageningenUR.nl/alterra

Alterra-rapport 2703
ISSN 1566-7197

Alterra Wageningen UR is hét kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

De missie van Wageningen UR (University & Research centre) is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen 9 gespecialiseerde onderzoeksinstituten van stichting DLO en Wageningen University hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.000 medewerkers en 9.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.

