



Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden

Alterra-rapport 2282
ISSN 1566-7197

J. Harmsen, R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg, J. Lahr, A van den Toorn en H.J. Zweers

Verspreiden van bagger op het land in klei- en
veengebieden

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van het Beleidsondersteunend Onderzoek van het ministerie van Economische zaken, landbouw en innovatie (EL&I). Het onderzoek is mede gefinancierd en gestuurd door het ministerie van Infrastructuur en Milieu (I&M), de STOWA, de Unie van Waterschappen en de Technische Commissie Bodembescherming (TCB),
Projectcode BO-11-002

Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden

J. Harmsen, R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg, J. Lahr, A van den Toorn en H.J. Zweers

Alterra-rapport 2282

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2012

Referaat

Harmsen, J., R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg, J. Lahr, A van den Toorn en H.J. Zweers, 2012. *Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden*. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 2282. 150 blz.; 74 fig.; 37 tab.; 68 ref.

De meeste baggerspecie, inclusief licht verontreinigde baggerspecie die vrijkomt bij onderhoud van watergangen, wordt verspreid op landbouwpercelen. Het in dit rapport beschreven onderzoek is opgezet om op praktijkschaal na te gaan of op dit moment de praktijk van het verspreiden van licht verontreinigde bagger meetbare effecten heeft veroorzaakt en aan te geven wat er in de toekomst kan worden verwacht bij voortzetting van de huidige praktijk. De belangrijkste conclusie van het onderzoek is dat in de onderzochte klei- en veengebieden de praktijk van verspreiden van baggerspecie niet heeft geleid tot een sterke achteruitgang van de bodem. Achteruitgang is echter wel mogelijk als de praktijk van verspreiden meer opschuift in de richting van de kwaliteit die maximaal is toegestaan. Op basis van het onderzoek worden diverse aanbevelingen voor het beleid gemaakt.

Trefwoorden: bodem, sediment, bagger, depot, Besluit Bodemkwaliteit, msPAF, PAK, zware metalen.

Dit rapport wordt door de STOWA tevens uitgebracht als STOWA-rapport 2012-22.

Foto omslag: Waterschap Rivierenland

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2012 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- 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 2282

Wageningen, juni 2012

Inhoud

Voorwoord	7
Samenvatting onderzoek verspreiden bagger	9
1 Inleiding	13
1.1 Inleiding	13
1.2 Doel en vraagstellingen	13
1.3 Verspreidingsbeleid	14
1.4 Maatschappelijke context van het onderzoek	16
1.5 Onderzoeksopzet	17
1.6 Uitvoering van het onderzoek en leeswijzer	19
2 Materialen en methoden	21
2.1 Selectie van de locaties	21
2.2 Selectie van de depots	25
2.3 Bemonstering- en analysemethoden	28
2.4 Principes modellering	31
3 Resultaten en discussie accumulatie op de kleilocaties	37
3.1 Algemene parameters	37
3.2 Zware metalen, totaal en beschikbaar	39
3.3 Modellering zware metalen	45
3.4 Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK), totaal en beschikbaar	52
3.5 Modellering van PAK	55
3.6 Minerale olie-gehalten	61
3.7 Modelleren minerale olie	63
3.8 Polychloorbifenylen en organochloorbestrijdingsmiddelen	65
3.9 Modelleren van polychloorbifenylen en organochloorbestrijdingsmiddelen	68
4 Resultaten en discussie accumulatie bij depots in veengebieden	71
4.1 Inleiding	71
4.2 Bestaande gegevens depots	71
4.3 Verzuring in het depot	75
4.4 Zware metalen in onderzochte depots	76
4.5 Organische verontreinigingen in onderzochte depots	79
4.6 Overige risico's depots	82
5 Resultaten en discussie gebruik msPAF	85
5.1 Metingen en msPAF	85
5.2 Toepassing van msPAF	87
6 Resultaten en discussie gebruik bioassays	91

7	Baggeren en waterkwaliteit	97
7.1	Bepalende factoren voor de waterkwaliteit	97
7.2	Waarnemingen op de geselecteerde locaties	100
7.3	Effect van baggeren op waterkwaliteit	102
8	Ontwikkeling baggerspeciekwaliteit	105
9	Conclusies	109
9.1	Conclusie van het onderzoek	109
9.2	Consequenties voor het beleid	112
	Literatuur	115
Bijlage 1	Locatie keuze	121
Bijlage 2	Analysemethoden	133
Bijlage 3	Laboratoriummetingen monsters kleigebieden	135
Bijlage 4	Laboratoriummetingen monsters depots in veengebieden	139
Bijlage 5	Scenarioberekeningen voor zware metalen	145
Bijlage 6	Model inputs voor modelberekeningen metalen	147
Bijlage 7	Gegevens individuele PCB's	149

Voorwoord

De meeste baggerspecie die vrijkomt bij onderhoud van watergangen wordt verspreid op aanliggende percelen. Hiervoor is in het Besluit Bodemkwaliteit aanvullend beleid geformuleerd. In het verleden was er ook een apart beleid voor baggerspecie. Het was en is mogelijk om naast bagger die voldoet aan de criteria voor schoon (nu AW2000) ook licht verontreinigde bagger te verspreiden. Voor de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) staat duurzaam bodembeheer centraal. Zij heeft zich daarom de vraag gesteld of het beleid voor verspreiding van bagger op het aangrenzend perceel, zoals dat vanaf 1993 van kracht en (door)ontwikkeld is, een belemmering vormt voor duurzaam bodembeheer. Omdat de meeste inzichten over kwaliteitsontwikkeling van de bodem bij frequente verspreiding van bagger over het land gebaseerd zijn op modelberekeningen en maar schaars op metingen van de werkelijke gevolgen vond de TCB het belangrijk om het oordeel over de ontwikkeling van de kwaliteit van de bodem te baseren op metingen. Deze inzichten zijn belangrijk om te beoordelen of de gemaakte beleidskeuzes passen binnen duurzaam bodembeheer of dat aanpassingen nodig zijn. De TCB heeft daarom dit initiatief genomen voor een onderzoek naar de gevolgen van frequent verspreiden van bagger op de kant voor de bodemkwaliteit.

Als basis is gebruik gemaakt van een onderzoeksvoorstel uit 2001 van Alterra, getiteld 'Bodemkwaliteitsontwikkeling en risico's bij langdurige verspreiding van onderhoudsspecie op land'. In dit voorstel vond validatie van de modelvoorspellingen plaats door de nadruk te leggen op de daadwerkelijke metingen aan de kwaliteitsontwikkeling van de bodem. In overleg met bij het onderwerp betrokken ministeries (EL&I en I&M) is bedacht dat het, mede gezien de veelheid van betrokken partijen, goed was om in een definitiestudie de precieze afbakening van het onderzoek te bepalen. Het doel van de definitiestudie was om te komen tot een geactualiseerd en gedetailleerd onderzoeksplan, mede op basis van het plan dat er op dat moment al lag, en het genereren van draagvlak voor een nieuw onderzoeksplan. De definitiestudie is uitgevoerd door Aequator Groen & Ruimte en Alterra en de resultaten van gevoerde gesprekken met betrokkenen vanuit wetenschap, bestuur, beheerpraktijk en beleid en een workshop zijn beschreven in Quist (2008). In het uitgewerkte onderzoeksvoorstel (Harmsen, 2008) zijn ideeën en suggesties uit de definitiestudie opgenomen zodat het zo goed mogelijk aansloot bij de actuele onderzoekswensen vanuit het beleid en de praktijk en bij al bekende inzichten. De toenmalige ministeries van LNV, VROM en VenW, de TCB en de STOWA hebben het onderzoek mogelijk gemaakt. Programmatisch maakte het onderzoek deel uit van het Beleidsondersteunend Onderzoekprogramma van DLO (BO-11-002). Het onderzoek is uitgevoerd in de periode 2008-2011.

De uitvoerders van het onderzoek zijn begeleidt door een Stuurgroep, bestaande uit vertegenwoordigers van de financierders van dit onderzoek, de ministeries van EL&I en I&M, Unie van Waterschappen, STOWA en TCB:

Jan Huinink (voorzitter)	Ministerie van EL&I
Jan Renger van der Veen/ Ruud Theunissen	Ministerie van I&M
Reinier Romijn	Unie van Waterschappen
Michelle Talsma	STOWA
Jaap Tuinstra	TCB

De wetenschappelijke aspecten zijn bediscussieerd met een Wetenschappelijke Begeleidingsgroep bestaande uit:

Leonard Osté	Deltares
Arjen Wintersen	RIVM
Rob Comans	ECN/Wageningen UR
Jasper Griffioen	TCB/Deltares
Tommy Bolleboom	Bodem+

Hiernaast is er overleg geweest met een aantal waterschappen om te komen tot een goede selectie van de te monitoren locaties. De betrokken waterschappen en contactpersonen waren:

Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Freek Visser	Houten
Waterschap Zeeuwse Eilanden, Frieda Kalteren	Middelburg
Hoogheemraadschap van Delfland, Femke van Gessel - Zuydgeest	Delft
Waterschap Rivierenland, Jacco van Dijk	Tiel
Waterschap Hollandse delta, Inge Terhaardt	Ridderkerk
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Dennis Kos	Edam
Hoogheemraadschap Rijnland, Piet van der Wee	Leiden

De uitvoerders van dit onderzoek zijn de Stuurgroep, Wetenschappelijk Begeleidingsgroep en betrokken waterschappen zeer erkentelijk voor de discussies in formele bijeenkomsten, persoonlijke gesprekken en per e-mail. Jullie positieve, kritische en ondersteunende opstelling heeft geleid tot een goede opzet en verbetering van de kwaliteit van het onderzoek en uiteindelijk tot deze rapportage.

Namens de uitvoerders,

Joop Harmsen (projectleider)

Samenvatting onderzoek verspreiden bagger

Bij het onderhoud van watergangen komt veel baggerspecie vrij, waarvoor een bestemming moet worden gevonden. De gemakkelijkste procedure is die waarbij de baggerspecie direct op aanliggende percelen wordt verspreid en dit werd en wordt dan ook als meeste toegepast. Voor de baggerspecie die vrijkomt bij het onderhoud van alle watergangen geldt een ontvangstplicht. Aangrenzende grondeigenaren zijn verplicht om de vrijkomende baggerspecie op hun percelen, die grenzen aan een watergang, te ontvangen. Baggerspecie werd in het verleden gezien als een nuttig product, omdat het de bodemstructuur kan verbeteren en een bemestende waarde heeft. Bagger is ook goed bruikbaar voor het egaliseren van percelen. Sinds bekend is dat baggerspecie verontreinigingen kan bevatten staat het gebruik van baggerspecie meer ter discussie. In het huidige baggerbeleid kan en mag de te verspreiden baggerspecie ook kleine hoeveelheden aan verontreinigende stoffen bevatten. Dit leidt tot discussies of verspreiden van licht verontreinigde baggerspecie een milieuhygiënisch verantwoorde methode is. Dit onderzoek is opgezet om:

- Op praktijkschaal na te gaan of op dit moment de praktijk van het verspreiden van licht verontreinigde bagger meetbare effecten heeft veroorzaakt.
- Aan te geven wat er in de toekomst kan worden verwacht bij voortzetting van de huidige praktijk.



Verspreiden van bagger op een landbouwperceel.

De resultaten van het onderzoek worden gebruikt bij de evaluatie van het Besluit Bodemkwaliteit en om te komen tot aanbevelingen voor een toekomstig en duurzaam beleid voor het verspreiden van de baggerspecie die vrijkomt bij het onderhoud van het watersysteem in Nederland. De belangrijkste conclusie van het onderzoek is dat de uitvoering van het verspreidingsbeleid van baggerspecie, waarbij baggerspecie wordt verspreid over aanliggende percelen, tot nu toe niet heeft geleid tot dusdanige verslechtering van de bodemkwaliteit in klei- en veengebieden, dat het huidige landbouwkundig gebruik niet meer mogelijk is of gevaar loopt. Het Besluit Bodemkwaliteit staat verspreiding toe van baggerspecie met een hogere concentratie aan verontreinigingen dan tot nu toe meestal is verspreid. Wordt deze ruimte gebruikt, dan is op langere termijn verslechtering van de bodemkwaliteit wel mogelijk. Op basis van het onderzoek worden diverse

aanbevelingen voor het beleid gemaakt. De belangrijkste aanbeveling is om de verspreidingscriteria uit het Besluit Bodemkwaliteit aan te scherpen en/of voor aanvullende stof specifieke criteria te stellen.

Het onderzoek beschreven in dit rapport is gebaseerd op een veldonderzoek in klei- en veengebieden. Op geselecteerde percelen zijn monsters genomen van de strook waarop bagger in het verleden is verspreid, een niet met bagger belaste referentielocatie en van de bagger zelf. Het onderzoek heeft een grote hoeveelheid veld-data opgeleverd (gehalten, bio-beschikbare gehalten en bio-assays). Door vergelijking van de verschillende metingen kon worden nagegaan wat de effecten van het verspreiden van bagger zijn geweest. In veengebieden zijn ook weilanddepots bemonsterd omdat toepassing van baggerspecie in weilanddepots, in plaats van verspreiden op het aanliggende perceel in toenemende mate de praktijk wordt. Het onderzoek heeft zich gericht op de verspreiding van baggerspecie in het landelijk gebied in klei- en veengebieden en percelen in gebruik bij de landbouw. Klei- en veengebieden zijn de gebieden waar de meeste baggerspecie wordt verspreid. Dit geeft de reikwijdte van deze studie. Het is bijvoorbeeld niet zonder meer mogelijk de conclusies te extrapoleren naar verspreiding van bagger in zandgebieden of naar toepassing van baggerspecie uit het stedelijk gebied.

De verkregen gegevens laten zien dat de manier waarop de licht verontreinigde baggerspecie tot nu toe is verspreid, in kleigebieden niet heeft geleid tot een aanzienlijke accumulatie van zware metalen in de strook waar baggerspecie is verspreid (baggerstrook). Belangrijkste redenen zijn:

1. De werkelijk verspreide bagger heeft een kwaliteit vergelijkbaar met de kwaliteit van de bodem waarop bagger is verspreid. Voor een aantal componenten is er een verhoging ten opzichte van het normale concentratie traject. Meer dan 90% van de verspreidbare bagger heeft een $msPAF_{\text{metalen}} < 30\%$. Bij een verontreinigingsgraad lager dan dit $msPAF$ niveau is voor metalen geen verslechtering van de bodemkwaliteit te verwachten.
2. In gevallen waar wel een hoog gehalte in de baggerstrook wordt gemeten is het achtergrondgehalte in de bodem verklarend voor dit verhoogde gehalte. Andere factoren dan verspreiden van bagger zijn verklarend voor het verhoogde achtergrondgehalte.

Organische verontreinigingen PAK, minerale olie en PCB in de bagger zorgen wel voor een licht verhoogd gehalte in de baggerstrook, maar niet of slechts beperkt tot een overschrijding van de AW2000-waarde. Dit kan als volgt worden verklaard:

1. PAK en gehalten aan minerale olie in bagger zijn in veel gevallen hoger dan de AW2000-waarde en daardoor bepalend voor de kwaliteit van de bagger. De gehalten in werkelijk verspreide bagger zijn veelal lager dan het maximaal toegestane gehalte.
2. Een langzame biologische afbraak van de biologisch afbreekbare PAK en minerale olie zorgt vervolgens voor een doorgaande verlaging van de concentraties van deze verontreinigingen in de baggerstrook.
3. Een gehalte aan PCB in de bagger lager dan de AW2000-waarde.

Het praktische onderzoek is ondersteund met een modelstudie, waardoor het mogelijk is te voorspellen wat de effecten zijn in sterker belaste situaties. De modelstudie heeft duidelijk gemaakt wat de invloed is van verschillen variabelen zoals de laagdikte van de verspreide bagger, mate van afbreekbaarheid van organische verontreinigingen en de invloed van andere aanvoertermen van zware metalen. Zware metalen wordt ook aangevoerd via de lucht en via bemesting. In de modelstudie is nagegaan wat de accumulatie kan zijn als de gehalten in de bagger hoger zijn en nog net binnen de nieuwe $msPAF$ -criteria vallen. Als het achtergrondgehalte laag is zal dit gaan leiden tot een aanzienlijke accumulatie, vooral als de verontreiniging zich beperkt tot één of twee stoffen. Voor cadmium is het mogelijk dat de LAC-waarde (criteria voor de landbouw) wordt overschreden. De in het Besluit Bodemkwaliteit genoemde grenzen voor de $msPAF$ -waarden (metalen 50% en organische stoffen 20%) kunnen daarom in een aantal gevallen en met name als de achtergrond laag is leiden tot een achteruitgang van de bodemkwaliteit. Dit gaat maximaal om 10% van de baggerspecie die voldoet aan de criteria voor verspreiding in het Besluit Bodemkwaliteit.

Vooraf in veengebieden wordt baggerspecie geconcentreerd in weilanddepots. Veengebieden worden gekenschetst door veel oppervlaktewater en er is niet altijd een aanliggend perceel beschikbaar. Bij deze toepassing van baggerspecie wordt het perceel opgehoogd met bagger. Van de oorspronkelijke grond worden kades gemaakt en de ruimte er tussen wordt opgevuld met baggerspecie. Na rijping van de baggerspecie wordt het depot ontmanteld, waarbij de grond uit de kaden deels over het perceel wordt verdeeld. Hierna wordt het perceel weer in gebruik genomen.



Voormalig weilanddepot opnieuw in gebruik voor de landbouw.

Weilanddepots worden toegepast op lage en natte percelen en door de ophoging verbetert de ontwatering en daardoor de bruikbaarheid van het perceel. Na rijping van de bagger is de uiteindelijke kwaliteit van de bodem met betrekking tot zware metalen en niet afbreekbare organische verontreinigingen vergelijkbaar met de kwaliteit van de toegepaste bagger. De dikke laag toegepaste bagger wordt niet opgemengd met de ondergrond, maar de bovenlaag kan wel worden opgemengd met grond uit de kaden. De concentratie van biologisch afbreekbare verontreinigingen als PAK en minerale olie in weilanddepots zal langzaam dalen. Zolang relatief schone bagger wordt toegepast, zal dit niet gaan leiden tot een vermindering van de gebruikswaarde van het depot, alhoewel de AW2000-waarden wel kunnen worden overschreden. Als wordt uitgegaan van baggerspecie die voldoet aan de LAC-criteria blijft landbouwkundig gebruik tot de mogelijkheden behoren.



Baggeren is niet de enige factor van belang voor een goede waterkwaliteit.

Toepassing in een weilanddepot van baggerspecie, die net zou voldoen aan $msPAF_{\text{metalen}} = 50\%$, kan er bovendien voor zorgen dat na rijping van de baggerspecie, de groei van regenwormen minder is dan in schonere depots.

Baggeren word vaak aangeduid als een mogelijkheid om de kwaliteit van het oppervlaktewater te verbeteren. Belangrijke redenen zijn het vergroten van de waterdiepte en het verwijderen van nutriënten, met name fosfaat, die geaccumuleerd zijn in de waterbodem en het oppervlaktewater kunnen belasten. Deze veronderstelling is niet onjuist, maar alleen baggeren is onvoldoende. Op de locaties geselecteerd voor dit onderzoek is vastgesteld dat de aanvoer van nutriënten, de aanvoer van brak water en de morfologie bepalende factoren zijn voor de waterkwaliteit. Omdat relatief meer belaste locaties waren geselecteerd, kon in dit onderzoek de invloed van alleen baggeren op de waterkwaliteit niet worden vastgesteld. Een bredere meer integrale studie is nodig om vast te kunnen stellen met welke maatregelen de meest optimale verbetering van de waterkwaliteit kan worden verkregen.

1 Inleiding

1.1 Inleiding

Baggeren van watergangen is een activiteit, die niet ter discussie staat. Zonder baggeren groeit een watergang dicht en komt afvoer van overtollig water in natte perioden en aanvoer van water in droge perioden in gevaar. De meeste sloten worden jaarlijks geschoond, waarbij de beplanting wordt verwijderd. Om de zes tot tien jaar wordt de overmaat waterbodem gebaggerd en indien mogelijk op de kant gezet. De sloot voldoet dan weer aan de maatvoering om overtollig water te kunnen afvoeren.

Voor de landbouw is bagger van oorsprong ook een nuttig product. Het is een bron van nutriënten en wordt en werd gebruikt bij het egaliseren van percelen. Op dit moment heeft bagger een negatiever imago, waardoor het baggeren van watergangen een complexere activiteit is geworden.

Bij het onderhoud van watergangen komt veel bagger vrij, waarvoor een bestemming moet worden gevonden. De gemakkelijkste procedure is die waarbij bagger direct op aanliggende percelen wordt verspreid en dit wordt dan ook als meeste toegepast. De bagger kan en mag ook kleine hoeveelheden aan verontreinigende stoffen bevatten, wat tot discussies leidt of verspreiden van licht verontreinigde baggerspecie een milieuhygiënisch verantwoorde methode is. Dit onderzoek is opgezet om op praktijkschaal na te gaan of er nu meetbare effecten zijn veroorzaakt door het verspreiden en om aan te geven wat er in de toekomst kan worden verwacht bij voortzetting van de huidige praktijk. Het onderzoek is gebaseerd op een door de TCB geïnitieerde definitiestudie en de resultaten van een workshop met betrokkenen en belanghebbenden (Harmsen, 2008 en Quist, 2008).

1.2 Doel en vraagstellingen

Het doel van het onderzoek is om vast te stellen op welke manier het bodemsysteem (in eerste instantie abiotisch en in tweede instantie biotisch) verandert en al veranderd is (in vergelijking met de referentie) als er baggerspecie uit de watergang op het (aanpalende) land wordt verspreid en of deze verandering nadelig is voor a) de ecologie van het systeem en b) de landbouwfuncties. Hierbij gaat het uiteindelijk om een totaalafweging van de voor- en nadelen waarbij ook het watersysteem wordt betrokken. De nadruk in de metingen ligt echter op het bodemsysteem. Het onderzoek heeft zich gericht op de klei- en veengebieden, dit zijn de gebieden waar de meeste baggerspecie wordt verspreid. Om budgettaire redenen was het niet mogelijk om ook in de zandgebieden metingen te verrichten.

De vraagstellingen van het onderzoek, volgend uit de definitiestudie, zijn:

- I. Wat gebeurt er in het bodem- en watersysteem (sloot - landbodem) als gevolg van het verspreiden van licht tot matig verontreinigde baggerspecie?
- II. Leidt het frequent verspreiden van licht tot matig verontreinigde baggerspecie op land op de lange termijn tot accumulatie van verontreinigingen in de landbodem? Hierbij aansluitend ook specifiek de vraag of hiervan sprake is bij baggerspecie met een kwaliteit rond de klasse 2 grens of de (nieuwe) msPAFgrens voor verspreidbaarheid.
- III. Wat is de invloed van frequente verspreiding (lange termijn) op meetbare effecten in het bodemecosysteem?

De definitiestudie heeft geleid tot meer vraagstellingen, waarbij onderzoek werd voorgesteld om antwoord te krijgen wat de effecten van verspreiden op korte termijn zijn. Met de korte termijn wordt de eerste periode (weken tot maanden) direct na verspreiden bedoeld. Het was niet mogelijk al deze vragen binnen het beschikbare budget te beantwoorden. Er zijn daarom geen experimenten opgezet om de korte termijn effecten te kunnen meten. In deze rapportage wordt daarom niet of beperkt ingegaan op de volgende vraagstellingen:

- I. Wat is de invloed van eenmalige verspreiding van licht tot matig verontreinigde baggerspecie op de beschikbaarheid van verontreinigingen voor het bodemecosysteem, gewassen en vee en hoe ontwikkelt deze beschikbaarheid zich? Achtergrond van deze vraagstelling is dat bagger anaeroob is en na verspreiding in een aerobe omgeving komt. Dit heeft gevolgen voor de speciatie van zware metalen en mogelijkheid voor afbraak van organische verontreinigingen. Hierbij aansluitend ook specifiek de vraag of hiervan sprake is bij baggerspecie met een kwaliteit rond de klasse 2 grens of de (nieuwe) msPAF grens voor verspreidbaarheid.
- II. Wat is de invloed van eenmalige verspreiding van baggerspecie op de ontwikkeling van pathogenen voor vee in de landbodem?

1.3 Verspreidingsbeleid

De bagger is meestal afkomstig uit het gebied en de kwaliteit van de waterbodem is in principe vergelijkbaar met die van de aangrenzende landbodem. In het recente verleden is de waterbodem echter vaak verontreinigd geraakt, onder andere door puntbronnen, via inlaat van gebiedsvreemd water, belasting vanuit het compartiment lucht, door landbouwkundig gebruik van bestrijdingsmiddelen en meststoffen en door stoffen aanwezig in (verontreinigde) kwel.

De waterbodem werkt voor veel verontreinigingen als een 'sink'; verontreinigingen die in de waterbodem zijn opgenomen, komen hier niet meer uit los en worden er ook slecht afgebroken. Dit is in tegenstelling met de situatie in de landbodem, waar er verschillende mogelijkheden zijn voor afvoer (zoals afbraak, uitspoeling, plant opname). Hierdoor kan bij een gelijke belasting de kwaliteit van de waterbodem slechter zijn dan de kwaliteit in de aanliggende landbodem.

Sinds begin negentiger jaren van de vorige eeuw is voor de omgang met verontreinigde baggerspecie een classificatiesysteem van toepassing, waarbij vijf kwaliteitsklassen worden onderscheiden (Figuur 1). Deze variëren van klasse 0 (schoon, gehalten lager dan de streefwaarde) tot klasse 4 (ernstig verontreinigd, gehalten hoger dan de interventiewaarde). In 1993 is het Besluit Vrijstellingen stortverbod buiten inrichtingen van kracht geworden, waardoor naast de schone klasse 0 onderhoudsspecie ook klasse 1 en klasse 2 specie onder voorwaarden op het land verspreid mogen worden. Klasse 1 specie mag sindsdien op het gehele aangrenzende perceel worden verspreid, klasse 2 op het aangrenzende perceel binnen 20 meter van de watergang. Klasse 3 en 4 baggerspecie moet worden afgevoerd voor reiniging of tijdelijke dan wel definitieve opslag (storten in depot). Het Besluit uit 1993 betrof een tijdelijke vrijstelling, vanuit de gedachte dat op termijn de kwaliteit van het oppervlaktewater zou verbeteren en de baggerspecie schoner zou worden. De kwaliteitsverbetering van de nieuwe aanwas van baggerspecie verloopt echter niet zo voorspoedig als destijds verondersteld.

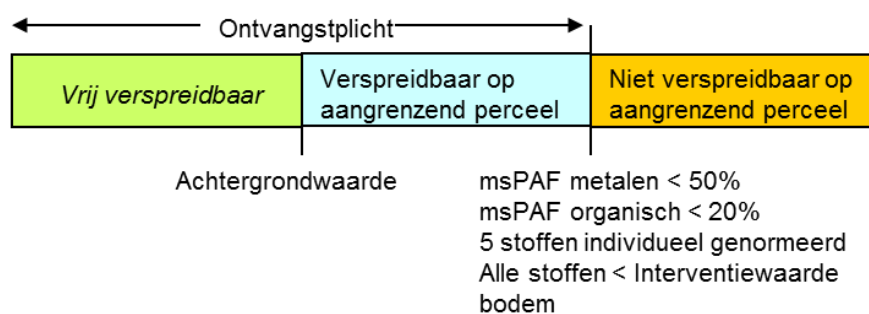
Klasse 0	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
	Streefsw.	Grensw.	Toetsingsw.	Interventiew.
Vrij verspreidbaar	Verspreidbaar op aangrenzend perceel	Verspreidbaar <20m vanaf de watergang	Niet verspreidbaar	Nooit verspreidbaar

Figuur 1

Het oude verspreidingsbeleid (bron: Osté et al., 2008).

Poshuma et al. (2006) suggereerden de klasseindeling te vervangen door een risicotoolbox, waarbij het wel of niet kunnen verspreiden wordt beoordeeld op basis van het overschrijden van het achtergrondgehalte (Standstill), en humane-, landbouw- en ecologische risico's na het verspreiden van de bagger. Met de risicotoolbox is een lokale afweging mogelijk.

Alternatieven voor het verspreiden van de tot en met klasse 2 verontreinigde baggerspecie op het land (zoals kosteneffectief toepassen, verwerken en storten) zijn moeilijk te realiseren en ten opzichte van verspreiden kostbaar. In het nieuwe beleid voor het verspreiden van bagger op het land zoals geformuleerd in het Besluit bodemkwaliteit, van kracht sinds begin 2008, is daarom het beleidsmatige uitgangspunt gehanteerd dat tenminste evenveel onderhoudsspecie op het land verspreid moet kunnen worden als in het 'oude' beleid. De klassengrenzen zijn in het nieuwe beleid vervangen door een systematiek die tegemoet komt aan de behoefte aan een op risico's gebaseerd onderscheid tussen wel en niet verspreidbare baggerspecie. Er is niet langer sprake van één grens voor wel/niet verspreidbare specie. In plaats daarvan geldt de systematiek voor het totaal aan verontreinigingen in de bagger en is gebaseerd op een maat voor toxische druk (de zogenaamde msPAF (Boekhold, 2008) (meer stoffen potentieel aangetaste fractie), die afzonderlijk gehanteerd wordt voor metalen en organische contaminanten. De nieuwe systematiek is generiek en gaat niet in op lokale verschillen. Sommige species die volgens de oude klasse 2 grens verspreidbaar waren, zijn door de normaanpassing niet meer verspreidbaar en ook omgekeerd zijn sommige species die volgens de oude klasserende niet verspreidbaar waren met de nieuwe norm wel verspreidbaar. In het nieuwe beleid vervalt de 20 meter grens voor verspreiding op het aangrenzende perceel. De ontvangstplicht blijft bestaan.



Figuur 2

Het nieuwe generieke beleid voor verspreiden op het aangrenzende perceel (bron: Osté et al., 2008).

Het omgaan met verontreinigende stoffen in baggerspecie speelt niet alleen bij het verspreiden van baggerspecie om aangrenzende percelen. Er is een toenemende druk om bagger niet alleen op het aangrenzende land te verspreiden, maar ook op verder van de watergang gelegen land of in weilanddepots.

Bagger heeft een negatief imago en verspreiden en toepassen van bagger wordt daarom ook kritisch gevolgd. Bagger wordt echter ook beschouwd als middel om bodemvruchtbaarheid te verhogen en is in het recente verleden nog gebruikt voor de productie van potgrond. Het verspreiden van bagger wordt door agrariërs dan ook positief ervaren voor de bodemkwaliteit. In bepaalde streken in Nederland bevat bagger veel nutriënten (Rietra et al., 2009). De wereldvoorraad aan fosfaat is eindig en fosfaat is essentieel bij de teelt van voedselgewassen. Zuinigheid met fosfaat is daarom op zijn plaats en er moet meer gedacht worden in een kringloop voor fosfaat (Vergouwen, 2010). Terugbrengen van bagger en het hierin gebonden fosfaat op het perceel past in deze kringloopgedachte. Door de aanwezigheid van organische stof kan bagger ook een positief effect hebben op de bodemstructuur en de biologische activiteit in de bodem.

Baggeren zorgt er ook voor dat de waterkwaliteit verbetert. Het verwijderen van de voedselrijke bagger van de slootbodem zorgt ervoor dat er minder kans is op algengroei en dat de hoeveelheid zuurstof in de sloot op peil blijft. Daardoor ontstaat variëteit in waterplanten en -dieren in het water. Dit argument werd door het Waterschap Hollandse Delta gecommuniceerd voor de start van een baggercampagne (Bodemnieuws.nl - 2 augustus 2011). Dat baggeren goed is voor het watersysteem is ongetwijfeld waar, omdat zonder baggeren sloten gaan dichtslibben en het aquatische systeem wordt veranderd in een terrestrisch systeem. Er zijn echter veel meer factoren van belang voor de waterkwaliteit. Inzicht in de rol van baggeren is nodig om tot een goed onderhoudsregiem te komen.

1.4 Maatschappelijke context van het onderzoek

Voor het onderzoek is het van belang een inzicht te hebben in de maatschappelijke vragen en wensen die er zijn:

- Het is noodzakelijk het verspreidingsbeleid te toetsen aan de beschermingsdoelstellingen uit de Beleidsbrief Bodem en het daaruit voortgekomen nieuwe Besluit bodemkwaliteit, met name de blijvende geschiktheid van bodems voor de lokale ¹functies (nu en in de toekomst).
- Verspreiden van bagger mag geen negatieve invloed hebben op de voedselkwaliteit, waarbij niet alleen wordt gedacht aan meetbare kwaliteit, maar ook aan imago van de productie op percelen waar bagger wordt verspreid.
- Baggeren heeft meestal een gunstig effect op de mogelijkheden van waterafvoer, en daardoor op de veiligheid, en op de waterkwaliteit. Afvoer van bagger wordt ervaren als een probleem en met name de beperkingen bij het verspreiden staan het bereiken van de doelstellingen van de voor onderhoud verantwoordelijke instanties in de weg.
- Om effectief om te gaan met financiële middelen zien diverse instanties graag een verruiming van de hoeveelheid verspreidbare baggerspecie, terwijl andere instanties bezorgd zijn om de bodemkwaliteit.
- Een belangrijke vraag is of bij het verspreiden van baggerspecie het stand-still principe gehandhaafd blijft. Het stand-still begrip kan verschillend worden ingevuld. Een geringe verslechtering in relatie tot de aanwezigheid van verontreinigingen (geen stand-still) hoeft niet altijd te leiden tot een verhoging van de risico's. Dit komt door de niet-lineaire relatie tussen concentraties van stoffen (of mengsels) en het optreden van effecten. Stand-still kan ook worden ingevuld vanuit gebiedsniveau en leidt dan tot de vraag of de kwaliteit van de landbodem mag verslechteren als die van de waterbodem verbetert. In dit licht is het van belang om 'stand-still' in beide vormen (van concentraties en van biologische effecten) te beschouwen, waarbij het effectgerichte deel het sterkst gerelateerd is aan de uiteindelijke beschermdoelen (geen aantasting structurele en functionele eigenschappen). Een mogelijke invulling van stand-still wordt gegeven in het TCB advies Duurzamer bodemgebruik in de landbouw (TCB, 2005).
- In het complexe slootsysteem met bovendien grote lokale verschillen is het moeilijk het effect van een bepaalde factor of maatregel vast te stellen. Bovendien is een sloot geen systeem waarin de omstandigheden constant zijn en beheer niet nodig is. Jaarlijks schonen en het minder frequent baggeren heeft invloed op het ecosysteem in de sloot. De complexiteit van het slootsysteem is groot.

¹ In deze rapportage wordt gebruik gemaakt van het woord lokaal. Hiermee wordt bedoeld het perceel waarop de bagger is verspreid, of het perceel waarop een weilanddepot is aangelegd, met andere woorden, de percelen die in dit onderzoek zijn onderzocht. Het begrip moet worden onderscheiden van het begrip gebiedseigen. Voor de waterbeheerder betreft dit de baggerspecie die afkomstig is uit de (regionale) wateren binnen het eigen beheergebied alsmede de baggerspecie die vrijkomt uit hetzelfde oppervlaktewaterlichaam als waarin het wordt toegepast. Gebiedseigen en regionaal zijn ruimere begrippen en kunnen betrekking hebben op een geheel waterschap of een stroomgebied.

Dit onderzoek houdt rekening met het hier boven geschetste bredere kader. Onderzocht wordt de kwaliteitsontwikkeling van het bodem-water systeem als gevolg van het verspreiden van (licht tot matig) verontreinigde baggerspecie en de eventuele effecten hiervan op het bodem- en waterecosysteem en het landbouwkundig gebruik. Het onderzoek is gericht op het vergaren van kennis en inzichten op basis van metingen. De verkregen inzichten dragen bij aan een afgewogen evaluatie van het voormalige en nieuwe verspreidingsbeleid van baggerspecie. Het onderzoek beoogt om feitelijke informatie te genereren op basis waarvan bestuurlijke en beleidsmatige beslissingen kunnen worden genomen.

1.5 Onderzoeksopzet

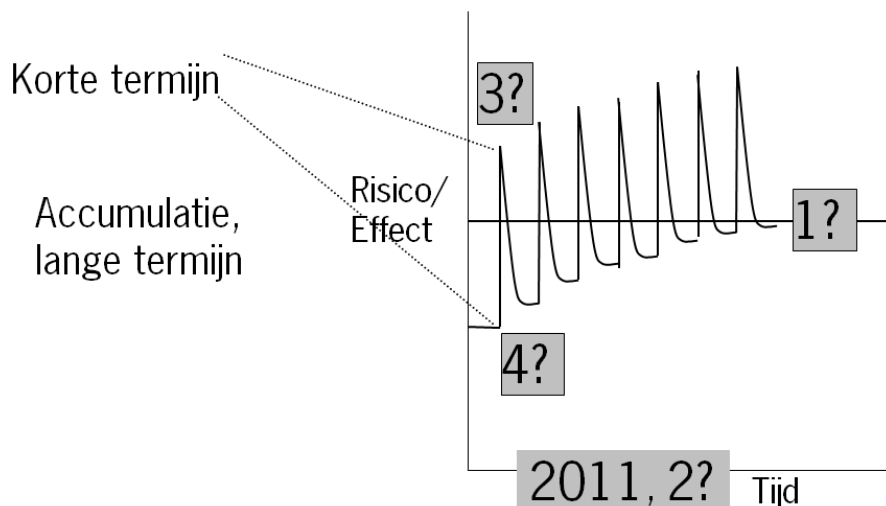
De invulling van het onderzoek heeft mede gestalte gekregen doordat de opzet van het onderzoek is besproken met betrokkenen vanuit wetenschap, bestuur, beheerpraktijk en beleid (via gesprekken en een workshop en overleg met een begeleidingsgroep van de TCB). Het onderzoeksplan (Harmsen, 2008) en het verslag van de gesprekken en de workshop (Quist, 2008) vormen samen het resultaat van de Definitiestudie 'Verspreiden van bagger op het land', uitgevoerd in opdracht van de Technische commissie bodembescherming (TCB). Het onderzoeksplan is besproken door de TCB en het commentaar van de TCB (TCB, 2008) is in een overleg besproken en gebruikt om te komen tot het projectplan waarvan de uitvoering is weergegeven in dit rapport. Het onderzoek is begeleid door een wetenschappelijke begeleidingscommissie en een begeleidingscommissie van de opdrachtgevers (ministeries van EL&I en I&M, Technische Commissie Bodembescherming, STOWA en de Unie van Waterschappen).

In het onderzoek worden een aantal aannamen gedaan.

- A. In dit onderzoek wordt uitgegaan van de hypothese dat de verspreide bagger een slechtere kwaliteit heeft dan de landbodem waarop wordt verspreid. Dit is meestal een terechte aanname, omdat de klasse 2 specie (= verspreidbare specie) niet voldoet aan de achtergrondwaarde (AW 2000), terwijl de meeste landbouwgronden hier wel aan voldoen. Ook bij gelijke belasting van land en water zal door de accumulerende eigenschappen van bagger (geen afbraak PAK en beter vastleggen zware metalen onder anaerobe omstandigheden) bagger meer verontreinigingen bevatten dan landbodem. Een kleine verslechtering in relatie tot aanwezigheid van verontreinigingen hoeft echter niet altijd te leiden tot een verhoging van risico's. Baggeren kan ook leiden tot een verbetering van de waterkwaliteit en verbetering van de veiligheid. Bij bagger moet dan ook niet alleen worden gekeken naar het aanliggende land, maar naar het gehele systeem van watergang en aanliggend land.
In een aantal gevallen is het mogelijk dat de landbodem de bron is en dat de waterbodem schoner is. Dit aspect moet meegenomen worden in de systeembenadering en bij de interpretatie van de gegevens.
- B. Een tweede aanname is dat de belasting in de totale periode constant is geweest. Dit is niet geheel juist. De aanname dat de baggerspecie ook in het verleden verontreinigd was is aannemelijk, want de baggerspecie is in toenemende mate verontreinigd geraakt vanaf de industriële revolutie (ca. 1870) en heeft zijn maximum bereikt omstreeks de jaren zestig. Hierna is er een verbetering opgetreden. Voor sedimenten afkomstig van de Rijn zijn de meeste gegevens beschikbaar en profielen uit de uiterwaarden en Ketelmeer laten deze kwaliteitsontwikkeling ook zien (Japenga en Salomons, 1993; Beurskens et al., 1993; Harmsen, 2004). Aan regionale baggerspecie is veel minder gemeten, maar gezien de problematiek met deze bagger wordt aangenomen dat hiervoor een vergelijkbaar beeld geldt en dat de baggerspecie in de laatste 60 jaar zeker niet schoner is geweest dan de huidige baggerspecie.
- C. In het te hanteren model worden aannames gemaakt voor aanvoer van verontreinigingen vanuit lucht en mest, afvoer via gewassen (ten dele via bekende bodem-plant relaties), afbraak organisch contaminanten op basis van bekende afbraaksnelheden, menging van de bovengrond door ploegen of door biota en uitspoeling naar grondwater (via bekende partitievergelijkingen) en run-off. Dit is verder uitgewerkt in de betreffende hoofdstukken.

De constante kwaliteit en voornoemde aannames zijn daarom een pragmatische benadering. De modelmatige aanpak zoals uitgevoerd in dit onderzoek geeft de mogelijkheid berekeningen uit te voeren met verschillende kwaliteiten.

De effecten van baggeren zijn conceptueel weergegeven in Figuur 3. Op de verticale as is het gevolg van het verspreiden van baggerspecie weergegeven, wat kan worden uitgedrukt in een risico (zoals overschrijden van norm uitgedrukt als concentratie) of een effect op organismen. Na het verspreiden van baggeren zal het gevolg in de tijd veranderen (horizontale as). Zonder verspreiding van baggerspecie wordt gestart op een bepaald niveau. Omdat er van wordt uitgegaan dat bagger meer verontreinigingen bevat dan de omliggende bodem, is na verspreiden het te meten gevolg groter. Door de verdwijntermen uit Figuur 3 wordt het te meten gevolg kleiner. In de figuur wordt aangenomen dat het oorspronkelijke niveau niet wordt gehaald. Bij de volgende maal baggeren komt er een nieuwe piek. In Figuur 3 herhaalt het patroon zich zeven maal. Bij eenmaal per tien jaar baggeren bestrijkt dit een periode van 70 jaar. De te verwachten veranderingen zijn met een vraagteken weergegeven.



Figuur 3

Ontwikkeling van het gevolg van baggeren (risico/effect) als functie van de tijd en vraagstellingen bij het onderzoek (aanname; alleen verspreiding van baggerspecie, aanname 1 en 2).

Het is niet mogelijk om in dit onderzoek Figuur 3 vast te stellen, zelfs niet voor één gevolg, daarvoor is er een te groot verschil tussen de beschikbare tijd voor dit onderzoek (3 jaar) en de werkelijkheid (6 tot 10 jaar) voor een enkele baggercyclus. De vraagtekens 1 en 2 zijn gericht op de lange termijn en gaan in op de ontwikkeling van de met bagger belaste bodem. Ze zijn van belang voor het beantwoorden van de vraagstellingen I en II zoals beschreven in hoofdstuk 1.2.

1. Wat is het niveau tot hoever het te meten gevolg zal stijgen en is de stijging waarneembaar? Stabilisatie treedt op als de aanvoer van verontreinigingen via bagger in evenwicht is met de afvoer.
2. Waar bevinden we ons nu op de tijdas? De verspreiding van bagger vindt al gedurende een lange periode plaats en de nul-situatie ligt al ver achter ons.

De vraagtekens 3 en 4 geven aan wat er veranderd op de korte termijn. Zoals in 1.2 al aangegeven is dit niet experimenteel onderzocht. Bij de modellering zijn de relevante processen wel meegenomen.

3. Wat is de toename van het gevolg direct na verspreiding van de bagger?

4. Hoelang duurt de eventueel waar te nemen piek?

Bij meenemen van de overige aanvoer van verontreinigingen zullen in de meeste gevallen risico en effect verder stijgen. Bij het veldonderzoek wordt dit ondervangen door ook te meten op een referentielocatie (geen bagger, maar verder alles hetzelfde). In het model zijn dit afzonderlijke factoren, die wel of niet kunnen worden meegenomen.

1.6 Uitvoering van het onderzoek en leeswijzer

Het onderzoek heeft twee pijlers, waarvan de uitvoering is uitgewerkt in **hoofdstuk 2**, Materialen en Methoden:

1. Een praktijkonderzoek, waarbij locaties worden geselecteerd waar op een bekende manier bagger is verspreid. Op deze locaties zijn monsters genomen die op het laboratorium zijn geanalyseerd op verontreinigingen en bodemeigenschappen, waarbij speciaal aandacht is besteed aan de biobeschikbaarheid van de verontreinigingen. Op een selectie van locaties zijn monsters genomen voor bioassays.
2. Een modelonderzoek, waarbij een model is gemaakt waarmee de verspreiding van bagger wordt gesimuleerd en accumulatie van verontreinigingen en uitspoeling kan worden voorspeld bij diverse scenario's.

De lotgevallen van de verontreinigingen op locaties waarop de bagger op het land is verspreid zijn vervolgens weergegeven in **hoofdstuk 3**. Per verontreinigingstype is dit opgesplitst in de waarnemingen en de resultaten van de modellering.

Hoofdstuk 4 geeft de resultaten weer van de weilanddepots. Beschikbare gegevens van de waterschappen zijn geëvalueerd en een aantal depots zijn ook uitgebreid bemonsterd.

De msPAF wordt gebruikt als criterium of bagger mag worden verspreid. De consequenties van het gebruik deze parameter zijn beschreven in **hoofdstuk 5**.

In monsters afkomstig van een beperkt aantal locaties is een bioassay met regenwormen toegepast. De resultaten hiervan staan in **hoofdstuk 6**.

Baggeren wordt gezien als middel om de waterkwaliteit te verbeteren. In hoeverre dit van belang is staat in **hoofdstuk 7**.

In **hoofdstuk 8** wordt vervolgens ingegaan op de kwaliteit van de baggerspecie en in hoeverre er verbetering van de kwaliteit kan worden geconstateerd.

In elk van de hoofdstukken en ook in deelhoofdstukken zijn de conclusies van het onderwerp in een kader weergegeven. In **hoofdstuk 9** worden deze conclusies uiteindelijk geïntegreerd.

2 Materialen en methoden

2.1 Selectie van de locaties

Afhankelijk van de manier van archivering van de data en mogelijkheden om gebruik te maken van GIS kon de selectieprocedure geautomatiseerd of handmatig en variaties daartussen worden doorlopen. In dit hoofdstuk is de algemene procedure weergegeven, toegelicht met de procedure in vier gebieden en gevolgd met de weergave de uiteindelijke selectie.

Locaties zijn geselecteerd in klei- en veengebieden. De noordelijke provincies zijn niet meegenomen in het zoekgebied omdat hier de bagger in het algemeen schoner is. Voor de provincies en waterschappen is dit echter geen reden om de resultaten van het onderzoek niet toepasbaar te doen zijn op hun gebieden. Voor de selectie is samenwerking gezocht met de volgende waterschappen en contactpersonen:

Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Freek Visser	Houten
Waterschap Zeeuwse Eilanden, Frieda Kalteren	Middelburg
Hoogheemraadschap van Delfland, Femke van Gessel - Zuydgeest	Delft
Waterschap Rivierenland, Jacco van Dijk	Tiel
Waterschap Hollandse delta, Inge Terhaerd	Ridderkerk
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Dennis Kos	Edam
Hoogheemraadschap Rijnland, Piet van de Wee	Leiden

Bij de selectie van de locaties is uitgegaan van de volgende vier hoofdcriteria:

1. Het merendeel van de locaties moet maatgevend zijn voor de Nederlandse situatie.
2. Zekerheid dat op het perceel bagger is verspreid en bekende baggerhistorie.
3. Beschikbaarheid van een referentie, waar geen bagger is verspreid en de overige omstandigheden vergelijkbaar zijn. Bij voorkeur is dit hetzelfde perceel, maar het mag ook een ander perceel zijn.
4. Geen andere verontreinigingsbronnen voor de bodem dan bagger, normale landbouwkundige activiteiten en diffuse belasting via de lucht.

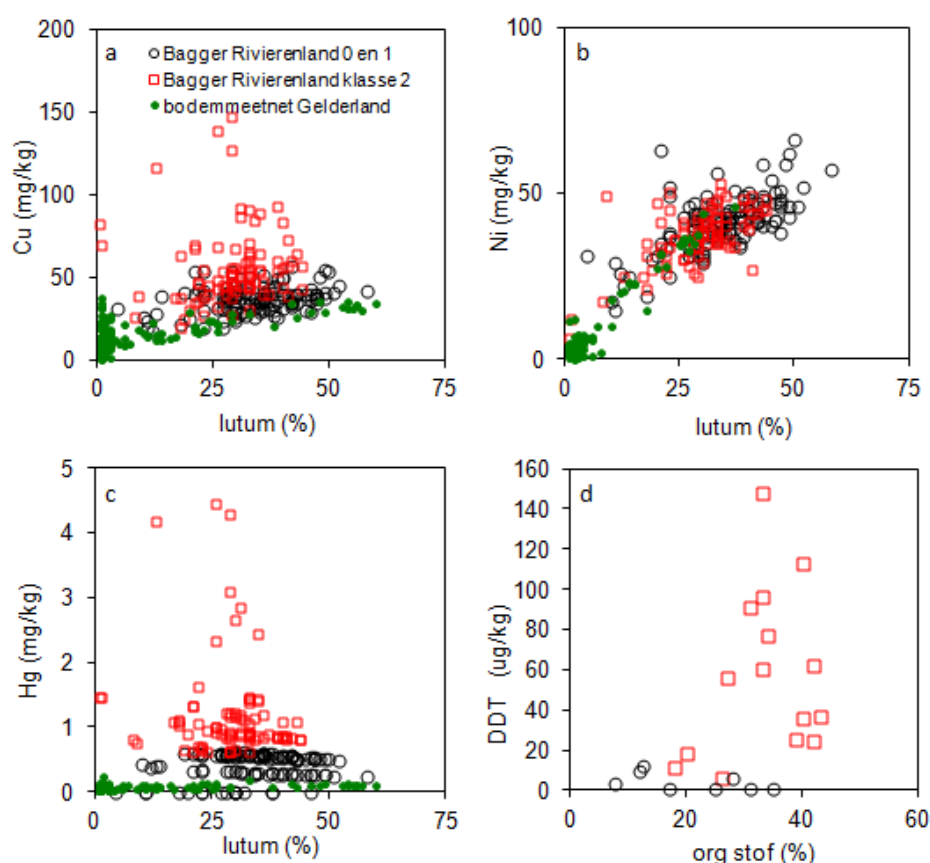
Verder worden de volgende secundaire criteria meegenomen bij de selectie:

5. Zoveel mogelijk verontreinigingen, nu en in het verleden, in het hoge traject van verspreidbare baggerspecie (Interventiewaarde is de bovengrens).
6. Kwaliteitsgegevens van de verspreide bagger.
7. Locaties waar de kwaliteit van de bagger wordt beïnvloedt door (gezuiverd) afvalwater, maar nog wel voldoet aan criteria voor verspreiding.
8. Mogelijkheid om gebruik te kunnen maken van beschikbare gegevens in PLONS, en gebruik locaties voor onderzoek naar nieuwe stoffen (Lahr, 2007) en naar effect nutriënten (Rietra et al., 2007).

Elk deelnemend waterschap is bezocht en de criteria zijn toegelicht. Hierna is door het betreffende waterschap een selectie gemaakt van mogelijke locaties en via een iteratief proces is uiteindelijk gekomen tot een selectie. Dit was geen gemakkelijk proces, omdat elk waterschap z'n eigen systeem had en toegankelijkheid van de gegevens in archieven of bij mensen, door de fusies en schaalvergroting slechter was geworden. Als wordt vergeleken met het onderzoek op Goeree-Overflakkee in 1996 (Van den Toorn et al., 1996) was het moeilijker om locaties te selecteren.

Kwaliteit van de bagger wordt in de beschikbare gegevens in eerste instantie uitgedrukt in klassen. In dit onderzoek gaat het om verspreidbare bagger en volgens criterium 5 zoeken we bagger in het hoge traject. Klasse 2 kan echter ook een lichte overschrijding zijn, en als bovendien het achtergrond gehalte hoog is is het effect van deze verspreiding slecht meetbaar. In Figuur 4 zijn een aantal voorbeelden gegeven, waarbij klasse 2 bagger is vergeleken met klasse 0 bagger in hetzelfde gebied. De gegevens zijn afkomstig van het Waterschap Rivierenland en het Bodemmeetnet Gelderland. De klasse 0 bagger wordt hierbij beschouwd als achtergrond. De gehalten van zware metalen zijn uitgezet tegen het lutumgehalte. In niet-belaste bodem is er een relatie tussen het gehalte en het lutumgehalte en de verkregen lijn is een maat voor het achtergrondgehalte (Bonten et al., 2008). Dit geldt niet voor een metaal als kwik. Aanwezigheid van dit element duidt al snel op antropogene activiteiten. DDT is uitgezet tegen het organisch stofgehalte, niet vanwege een natuurlijk achtergrond gehalte, maar omdat DDT sterk sorbeert aan organische stof.

Voor nikkel is het verschil tussen de klasse 2 bagger en klasse 0 bagger zeer klein. Nikkel is in het Waterschap Rivierenland ook geen kritische verontreiniging. Bij koper is er wel een verschil, maar is het verschil is voor een groot aantal locaties nog klein. Bij kwik is wel een duidelijk verschil met achtergrondgehalten zichtbaar. De verschillen tussen klasse 2 DDT en achtergrond zijn, zoals verwacht mag worden, wel groot. Hier kan een verhoging worden gemeten als de DDT bevattende specie wordt verspreid op een niet eerder met DDT belast perceel. In gebieden waar DDT wordt gevonden (fruitteelt) bevat de bodem echter al vaak DDT en kan de bodem gezien worden als de bron van DDT voor de baggerspecie. De lokale achtergrond is dan gelijk of hoger dan het gehalte in de baggerspecie.



Figuur 4

Vergelijking van klasse 2 en klasse 0 baggerspecie en de lokale achtergrondwater in de bodem: (a) nikkel, (b) koper, (c) kwik, en (d) DDT. Herkomst gegevens Waterschap Rivierenland en provincie Gelderland (bodemmeetnet).

PAK-gehalten geven een klasse 2 specie als de gehalten groter zijn dan 1 mg/kg d.s. De AW2000-waarde is 1,5 mg/kg d.s. Veel baggerspecies bevatten ca. 2 mg/kg d.s. Bij de selectie zijn baggerspecies gekozen met een PAK-gehalte tussen de 5 en 10 mg/kg d.s. Aan de andere kant kan voor componenten, waarbij het achtergrondgehalte laag is een kleine overschrijding van de klasse 2 grens of een klasse 1-waarde voldoende zijn om een locatie te selecteren, omdat het verschil tussen bagger en bodem dan groot is. Dit geldt voor het eerder vermelde DDT, maar ook voor Pb en Zn.

2.1.1 Selectieprocedure

De door de waterschappen onderzochte baggerspecies zijn allen beoordeeld met het TOWABO-systeem en geclassificeerd. De manier waarop de gegevens vervolgens zijn gearchiveerd en worden beheerd verschilt echter per waterschap. Bij de selectie kon daarom niet gebruik worden gemaakt van een algemeen geldend protocol. De aanpak was als volgt:

- Er is uitgegaan van alle beschikbare data.
- Hieruit zijn de klasse 2-locaties geselecteerd.
- Verwijderen van de locaties in stedelijk gebied, omdat deze specie niet is verspreid op aanliggende percelen.
- Beperken van de selectie tot die locaties waarbij er zekerheid is over de plek van verspreiden, locaties waarbij aan beide zijden kan worden verspreid vallen dus uit.

De uitvoering hiervan verschilde per waterschap en is beschreven in bijlage 1. Na deze selectie is er een beperkt aantal locaties overgebleven. Voor deze locaties zijn de achterliggende gegevens opgezocht. De potentieel geschikte locaties zijn gerangschikt, waarbij ook gebruik is gemaakt van foto's verkregen via Google maps. Op basis van de rangschikking, overleg met waterschap, een veldbezoek en contact met de gebruiker van het perceel is een uiteindelijke selectie gemaakt. Tevens is toestemming voor bemonstering aan de gebruiker gevraagd. Bij de gevolgde procedure hebben criteria 8, 9 en 10 nauwelijks een rol gespeeld, dit neemt niet weg dat ze wel geschikt kunnen zijn voor desbetreffende onderzoeken, maar dit moet nog nader worden uitgezocht. De uiteindelijke selectie is weergegeven in Tabel 1.

Een belangrijk criterium was dat de selectie maatgevend moet zijn voor de kleilocaties in de Nederlandse situatie waar bagger wordt verspreid. Maatgevend betekent hier niet dat de selectie vergelijkbaar is met de gemiddelde situatie, maar staat voor dat deel van de locaties waar daadwerkelijk bagger is verspreid en de bagger de hoogste concentraties aan verontreinigingen bevatte. Niet verspreide en mogelijk vuilere 'stedelijk' bagger is niet meegenomen in de selectie. Het is dus een 'worst case' selectie binnen de mogelijke locaties. Op schonere locaties zullen gemeten effecten kleiner zijn. Hoeveel kleiner kan gezien de vele onzekerheden niet worden vastgesteld door extrapolatie. Door deze keuze kunnen dus uitspraken worden gedaan over het grootste deel van het kleigebied. Extrapolatie op basis van de metingen naar een vuilere situatie is gezien de vele onzekerheden ook niet mogelijk, maar deze situaties komen weinig voor. Op basis van de modellering is het wel mogelijk een inschatting te geven van de gevolgen van verspreiden van vuilere baggerspecie.

Tabel 1*Geselecteerde locaties in kleigebieden (* locaties die ook voor bioassays zijn bemonsterd).*

Gebied	Locatie code ²	Bodemgebruik	Bron
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier	N1	Grasland	Langs weg
	N2	Grasland	Langs weg
	N3	Bouwland	Langs weg
	N4	Bouwland	Langs weg
	N5	Grasland	Langs weg
Hoogheemraadschap Rijnland	HR1	Grasland	Aanvoersloot voor achterliggende polder dicht bij bebouwing, komen ook rioolwateroverstorten voor
	HR2	Grasland	Dicht bij aanvoersloot waar ook rioolwateroverstorten voorkomen
	HR3	Grasland	Dicht bij drukke wegen en bebouwde kom
	HR4 *	Grasland	Aan en afvoersloot voor polder
	HR5 *	Bloemkweker (struiken)	Naast brede aanvoersloot dicht bij bebouwing en drukke wegen
Waterschap Zeeuwse Eilanden inmiddels Scheldestromen	Z1	Boomgaard	Huishoudelijk afvalwater
	Z2	Bouwland (graan)	Huishoudelijk afvalwater van boerderij
	Z3	Bouwland (graan)	Laagste punt in het afvoersysteem van de polder. Verontreiniging door o.a. autosloopbedrijven en rioolwateroverstorten
	Z4	Boomgaard	Waarschijnlijk huishoudelijk afvalwater
Waterschap Hollandse Delta	D1	Bouwland (mais)	Dicht bij bebouwde kom in kassengebied
	D2 *	Grasland	Sloot o.a. belast met huishoudelijk afvalwater
	D3 *	Brasland langs houtsingel	Sloot belast met o.a. huishoudelijk afvalwater
	D4	Bouwland (aardappelen)	Naast de sloot heeft vroeger de trambaan gelegen. Het gecreosoteerde hout is in de sloot gedumpt
	D5	Bouwland (aardappelen)	Aanvoer gebiedsvreemd water uit de Lek
Waterschap Rivierenland	R1	Grasland	Bedrijvigheid in landelijk gebied (groot loonbedrijf)
	R2	Grasland	Dicht bij bebouwing waterinlaat in zomer
	R3	Grasland	Ingelaten water in zomer
	R4	Grasland	Ingelaten water en veel fruitteelt in omgeving
	R5	Grasland	Ingelaten water en dichtbij autosnelweg
	R6	Bouwland	Huishoudelijk afvalwater van vier huizen

Binnen de selectie zijn er ook nog verschillen in het verspreiden van baggerspecie; over een groot deel van het perceel, of in een smalle strook naast de sloot (Figuur 5). Navraag doen was daarom zeer belangrijk. Volledige zekerheid over de wijze van verspreiden kon echter niet altijd worden verkregen.

Er zijn grote verschillen in hoeveelheden bagger. In Zeeland ligt één van de locaties in een laag gebied, waardoor bagger hier accumuleert. De hoeveelheid bagger is hier groter. De betrokken gebruiker krijgt dus meer bagger dan de gebruikers in gebieden die afstromen richting locatie.

² In deze rapportage is gekozen voor een korte code van de waterschappen voor de leesbaarheid van de figuren en niet voor de langere code in gebruik bij de waterschappen.

Bij windsingels wordt de begroeiing direct naast de singel regelmatig doodgespoten. Dit betekent dat in een deel van de door bagger beïnvloede strook ook andere activiteiten de bodemkwaliteit bepalen. In dit geval is daarom de strook bemonsterd waar niet is gespoten.



Figuur 5

Voorbeelden van verschillende manieren van verspreiden van bagger: verspreid over perceel of als een smalle strook naast de watergang.

Alle locaties zijn geselecteerd in west- en midden-Nederland. Er zijn geen locaties in de kleigebieden van Groningen en Friesland geselecteerd, omdat zoals eerder vermeld de bagger hier relatief schoon is. De conclusies van dit onderzoek gelden voor alle kleigebieden in Nederland.

2.2 Selectie van de depots

2.2.1 Gebruik van depots

In veengebieden is het een veel gebruikte procedure om bagger te concentreren op een beperkt aantal percelen. Motivaties hiervoor zijn:

- Beperkte draagkracht van veenbodems, waardoor er niet met kranen kan worden gewerkt.
- Baggeren met een zuigerboot werkt meestal goed, ook uit ecologisch oogpunt. De bagger wordt vervolgens via een pijpleiding naar het depot getransporteerd (zie Figuur 6).
- Laaggelegen percelen kunnen worden opgehoogd, en dit maakt de bruikbaarheid groter.



Figuur 6

Baggeren van een watergang met een zuigerboot en transport van de bagger via een pijplijn.

Bij het maken van een depot wordt van de bestaande ondergrond een wal rond het perceel gemaakt. De bagger wordt hier vervolgens tussen gebracht. Na rijping wordt de wal weer gebruikt om de bagger af te dekken. Het perceel wordt geëgaliseerd en weer in gebruik genomen.

Het concentreren van de verspreidbare bagger in een depot wordt door waterschappen in veengebieden momenteel vaker toegepast dan het traditionele verspreiden. Het was daarom niet mogelijk in de veengebieden voldoende geschikte percelen te vinden, waarop ook recent, bagger is verspreid. Om aan te sluiten op de bestaande praktijk is een aantal depots geselecteerd. Figuur 7 laat zien dat er in de veengebieden een groot aantal depots zijn.



Figuur 7
Verspreiding van depots bij: (a) Waterschap Rivierenland (67 depots, gele vlekken) en bij (b) Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden (88 depots, zwarte vlekken).

Bij een depot wordt er relatief veel bemonsterd door de waterschappen. Er zijn gegevens bekend van de kwaliteit van de oorspronkelijke bodem en van de uit de bagger door rijping gevormde grond. Van de kwaliteit van de oorspronkelijke bagger zijn minder gegevens beschikbaar. Deze bemonstering hoeft niet te worden herhaald. Geen gegevens zijn beschikbaar over de biologische beschikbaarheid van de verontreinigingen. Hiervoor moet er nog worden bemonsterd.

2.2.2 Geselecteerde depots

De depots in de veengebieden zijn geselecteerd op basis van de volledigheid van bestaande gegevens (sediment, nulsituatie, eindsituatie, AP04). Tabel 2 geeft een overzicht van de herkomst van de in beschouwing genomen depots. Voor het doen van metingen is ook voor de depots uitgegaan van de relatief 'vuile' depots. De geselecteerde depots staan in ook Tabel 2. Vier depots zijn bemonsterd voor bioassays. Gekozen zijn daarbij de locaties met een relatief hoog zwaremetalen gehalte.

Tabel 2*Geselecteerde baggerdepots in veengebieden.*

Gebied	Depotnummer	Geselecteerde depots en gebruikte codes voor chemisch onderzoek en bioassays
Waterschap Rivierenland	1-15	7 = A, 8 = G, 12 = L
Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden	15-23	19 = HK
Schieland en Krimpenerwaard	24-32	

Het depot HK is een goed voorbeeld voor de eindsituatie. Dit depot was ontmanteld en weer in gebruik als weiland. De kades van het depot waren weer volledig over de specie geschoven en er werd minimaal 20 cm klei gevonden bovenop de specie over het gehele veld.

Door de nattigheid was er moeilijk een visueel verschil te maken tussen de specie en de klei (allebei structuurloos bruin). De bagger moet nog steeds verder rijpen. In het midden werd tot één meter specie aangetroffen. Het perceel was vrij bol gelegd, dit wijst er op dat de infiltratieweerstand hoog is.

De velden eromheen hadden allemaal een greppel. Op het moment van veldonderzoek was de grondwaterstand ca. -5 cm.

**Figuur 8***Depot HK met (a) voormalig depot en (b) het naastgelegen gekozen referentie perceel.*

Depot A was nog volledig aanwezig en was begroeid met wilgen, brandnetels en riet. De bovenste 20 cm was aeroob. Het referentiemonster is in het naastliggende weiland genomen, waarvan de ondernemer zeker wist dat er geen baggerspecie opgebracht was in het verleden.

Depot L was net ontmanteld en was nog erg nat met een greppel in het midden. Het water in de greppel bevatte veel ijzer(III)oxide en dit wijst erop dat er in de specie nog zuurstofloze processen spelen. Door de zuurstofloosheid bevat de specie ijzer(II), dat na uitspoeling naar de greppel wordt geoxideerd tot ijzer(III) en zichtbaar is als een rood neerslag. Direct aan het toegangspad was de oorspronkelijke dekgrond nog aanwezig, terwijl in het middenstuk de bovengrond uit gerijpte baggerspecie bestond. De bovenste 15 cm was aeroob, daaronder was alles anaeroob. Er kon niet goed een grens bepaald worden tussen de specie en de

originele ondergrond omdat alles zwart/anaeroob was. Het referentiemonster is in het naastliggende weiland genomen, waarvan de bovengrond uit klei bestond. Het speciemonster is uit de naastliggende sloot genomen.

Depot G was nog volledig aanwezig en was begroeid met een beetje gras. Het hele depot werd begraasd. De bovenste 15 cm was aeroob. Het referentiemonster is in het achterliggende weiland genomen.



Figuur 9

Foto's van drie van de bemonsterde depots (a) depot A, (b) depot L, en (c) depot G.

2.3 Bemonstering- en analysemethoden

2.3.1 Bemonsteringsmethoden

Op de geselecteerde percelen is de strook langs de watergang bemonsterd op een bepaalde afstand van de watergang. De afstand tot de watergang verschilt per perceel. Bij smalle watergangen is er van uit gegaan dat ook de hoeveelheid bagger gering is en daarom ook de breedte van de strook waarop bagger is terecht gekomen smal is. De referentielocatie is gekozen in hetzelfde perceel of indien te klein, in een perceel dat ernaast ligt zonder watergang en hetzelfde bodemgebruik. In grasland is de bovenste 10 cm bemonsterd en in bouwland de bovenste 25 cm (bouwvoor).

De bovenste laag bagger in de watergang, waarvan aangenomen mag worden dat die de volgende maal wordt verspreid, is eveneens bemonsterd.

De depots zijn bemonsterd op een aangepaste wijze, ook weer gericht op de vaststelling van effecten op de lange termijn. In vergelijking met de percelen is hier intensiever bemonsterd. Er zijn per depot drie mengmonsters gemaakt bestaande uit tien deelmonsters. Gebaseerd op de beschikbare gegevens zijn hiervoor de vuilste en meest homogene plekken geselecteerd. Om niet te veel ruimtelijke variabiliteit mee te nemen zijn de monsters genomen in een gebied van ca. 10 bij 10 m met een homogene vegetatie. Voor de analyses is er geconcentreerd op het beschikbare gehalte.

2.3.2 Chemische analysemethoden

Alle grond en sedimentmonsters zijn in glazen potten van één liter bewaard. De monsters zijn na de bemonstering in een koelruimte geplaatst bij 4 °C.

De gehanteerde extractie- en analysemethoden voor anorganische parameters, Aqua Regia, 0,43 M HNO₃, 0,001 M CaCl₂, zijn uitgevoerd volgens de werkvoorschriften van het laboratorium (Wageningen University and Research centre, CBLB). De Aqua Regia-extractie staat voor het gebruikelijke totaalgehalte, hoewel in het minerale skelet gebonden zware metalen deels niet worden gemeten. De methode is voorgeschreven bij bodemkwaliteitsmetingen. Met 0,43 M HNO₃ wordt het potentieel beschikbare gehalte gemeten. Toepassing van de methode in waterbodemmonsters en weinig gerijpte baggerspecie kan een onderschatting geven omdat pyriet niet oplost en de methode is daarom niet toegepast op de sedimentmonsters. De 0,001 M CaCl₂-extractie wordt gebruikt voor meting van het actueel beschikbare gehalte en kan worden toegepast bij aerobe monsters. De CaCl₂ extractie is aangepast naar aanleiding van nieuwe inzichten (ISO/TC190, werkgroep Bioavailability). Gekozen is om de grond niet te drogen maar vers in te wegen (Capilla et al., 2007), en om een lagere zoutsterkte voor CaCl₂ (i.p.v. 0.01 M) te gebruiken die beter aansluit bij normale zoutsterkten in de meeste bodems.

De gehanteerde extractie- en analysemethoden voor de organische parameters (PAK's, PCB's, OCB en minerale olie) zijn uitgevoerd volgens de werkvoorschriften van het laboratorium (Wageningen University en Research centre, Alterra, Team ERA). Bepaald zijn de totaal gehalten en de potentieel beschikbare gehalten (extraheerbare met Tenax bij 20 °C en bij 60 °C). Dit laatste is niet mogelijk voor minerale olie en voor deze component is onderscheid gemaakt in verschillende kookfracties (C₁₀-C₁₆; C₁₆-C₂₁ en C₂₁-C₄₀).

Tabel 3

Analysemethoden per monstertype.

		Anorganische analysemethoden	Organische parameters	Bioassays
Bagger op de kant	– Bodem uit referentielocatie	AR, CaCl ₂	PAK, PCB, OCB: Totaal en biobeschikbaar (Tenax). Minerale olie: Totaal en fracties	Regenwormtest (in selectie)
	– Bodem uit baggerstrook	AR, CaCl ₂	idem	Regenwormtest (in selectie)
	– Sediment uit watergang	AR	Idem	
Depots	– Bodem uit referentielocatie	AR, CaCl ₂ , HNO ₃	Idem	Regenwormtest
	– Bodem in depot	AR, CaCl ₂ , HNO ₃	Idem	Regenwormtest

* AR: Aqua Regia.

Een volledig overzicht staat in bijlage 2. De resultaten van de metingen staan in de bijlagen 3 en 4.

2.3.3 Bio-assays

Naast onderzoek naar de chemische kwaliteit is een bioassay gebruikt om na te gaan of er ook toxische effecten in de onderzochte bodems meetbaar zijn. De voordelen van bioassays zijn onder meer dat deze ook reageren op aanwezige stoffen die niet worden gemeten, maar wel een toxisch effect kunnen hebben, dat met bioassays cumulatieve effecten van verontreinigingen worden gemeten en dat zij reageren op de daadwerkelijk biologisch beschikbare fractie van de aanwezige stoffen. Aangezien de verhogingen van de gehalten aan verontreinigingen in de baggerstrook en de bagger vergeleken met de referentie locaties niet heel groot zijn,

is gekozen voor een gevoelig organisme, de regenworm. De bioassay met de rode regenworm *Lumbricus rubellus*, zoals deze bij Alterra wordt uitgevoerd, is afgeleid van de ISO (1998) en OECD (2004) richtlijnen voor de mestworm *Eisenia fetida*. In deze bioassay worden de effecten getest van in bodems aanwezige toxische stoffen op de overleving, de groei en de reproductie (aantal geproduceerde cocons, wormeneieren). Bij de test voor het huidige project is aan de bioassay een extra analyse toegevoegd van het uitkomen van de geproduceerde cocons.

Bosveld et al. (2000) laten zien dat in gebieden met een verhoogd achtergrond gehalte zoals op toemaak-
dekken de te meten effecten met bioassays niet of slechts weinig afwijken van een referentiemeting. Het effect van verschillen in organische stof is belangrijker als verklarende factor voor gemeten effecten dan de aanwezigheid van verontreinigingen. De grootste effecten zijn waargenomen in de populatieopbouw van regenwormen (Bosveld et al., 2000). Er is in dit onderzoek niet gekozen voor het vaststellen van de populatieopbouw, omdat er ook depots zijn bemonsterd. De bagger in de depots bevat van origine geen regenwormen en deze komen in de rijpende bagger via de ondergrond en omliggende percelen. Voordat er een stabiele populatie in depots is ontstaan verstrijken er een aantal jaren en zal de populatie afwijkend zijn. In de gebruikte bioassay zijn regenwormen in het laboratorium toegevoegd aan grondmonsters van de locaties.

De wormen zijn gedurende vier weken onder gecontroleerde omstandigheden in het laboratorium gehouden in veldgrond. Aan het eind van de blootstelling zijn de nog levende volwassen wormen uit de grond verzameld (overleving) en terug gewogen (groei) en zijn de geproduceerde cocons uit de grond verzameld en geteld (reproductie). De verzamelde cocons zijn vervolgens verder geïncubeerd in glazen petrischaaltjes met een filterpapierpapiertje en een dun laagje demiwater. Eens per week of eens per twee weken zijn de uitgekomen cocons geteld en werden lekke en beschimmelde cocons verwijderd. Het aantal uitgekomen cocons geeft een beeld van de zogenaamde fecunditeit.

Vijf parameters zijn gerapporteerd: percentage overleving, groei (toe- of afname van het gewicht) per overlevende worm, aantal geproduceerde cocons, aantal uitgekomen cocons en het percentage uitgekomen cocons (van het aantal geproduceerde cocons).

Zoals gebruikelijk bij bioassays zijn statistische analyses van de resultaten uitgevoerd met het programma Genstat v14 (VSN International Ltd.). De verschillen tussen de locaties zijn statistisch geanalyseerd door middel van variantieanalyse (ANOVA), behalve voor het percentage overleving en percentage uitgekomen cocons. Hiervoor is een 'Generalized Linear Model' (GLM) gebruikt met een binomiale verdeling. De verschillen tussen onderlinge locaties werden na de ANOVA paarsgewijs getest met een Bonferroni *post hoc* test en voor de GLM-methode met de Genstat procedure 'RPAIR' (Goedhart en Thissen, 1992).

Technische gegevens

Start proef	13 april 2011
Testduur	28 dagen (overleving, groei en coconproductie) + 13 weken voor het uitkomen van de cocons
Plaats	klimaatcel 2427, Lumen-gebouw, Alterra, Wageningen UR
Temperatuur	15 °C
Relatieve luchtvochtigheid	ongeveer 61%
Vochtgehalte bodem	gronden werden voorafgaand aan de bioassay bevochtigd tot de gronden bij oppakken niet meer uit elkaar vallen
Licht	24 uur per dag licht aan (TL-licht)
Testeenheden	glazen weckpotten van één liter afgesloten met een losliggende glazen deksel
Standaardbodem (controle)	grond van biologisch bedrijf Kooijenburg (KOBG) ter controle van de bioassay

Grond	halve liter luchtdroge grond per pot, gezeefd over 2 mm, voor KOBG over 5 mm
Bron van de wormen	schone locatie bij Nijkerk
Aantal wormen per pot	vijf
Aantal replica potten per bodemonmonster	zes (acht voor KOBG)
Voedsel	elzenblad verzameld in 2009, van tevoren licht gefragmenteerd en minimaal één uur geweekt in demiwater
Controle	één keer per week worden het blad en de wormen gecontroleerd en als er te weinig blad aanwezig is, wordt dit bijgevuld; nerven en dergelijke worden verwijderd

2.3.4 Waterkwaliteit

Bij de vraag of baggeren de waterkwaliteit verbetert wordt er in eerste instantie aan gedacht om gebaggerde locaties te vergelijken met een niet-gebaggerde locatie. Zulke locaties zijn echter niet voorhanden, omdat niet baggeren kan betekenen dat een sloot niet meer aan z'n afvoerfunctie kan voldoen. Een waterschap kiest hier niet voor. Het effect van baggeren moet dus op een andere manier worden vastgesteld. Voor dit onderdeel is daarom gebruik gemaakt van de veldobservaties en aanvullend veldbezoek. De rol van baggeren is hierbij vergeleken met andere factoren die de waterkwaliteit bepalen.

Waterkwaliteit is meer dan een lijst van parameters, die beschrijven welke stoffen zich in het water bevinden. Het gaat ook om de vegetatie in de sloot en de variëteit van de fauna. In het onderzoek was niet voorzien om al deze variabelen te gaan waarnemen. Bij de start van het onderzoek werd nog gehoopt dat het PLONS-onderzoek zou kunnen komen met een paar te meten objectieve parameters die sterk bepalend zijn. Dit was niet het geval en daarom is in overleg met onderzoekers van het PLONS-project besloten (Klein en Veraart, persoonlijke mededeling) uit te gaan van veldwaarnemingen en het ter plekke concluderen wat de invloed van baggeren kan zijn. Belangrijke waarnemingen waren visuele waarnemingen, helderheid van het water (doorzicht) vegetatie en het zuurstofgehalte. De chemische kwaliteit van het water is in dit onderzoek niet onderzocht.

2.4 Principes modellering

2.4.1 Inleiding

De berekening zijn gebaseerd op de huidige kennis van zaken en berekend met de huidige versies van de modellen.

De modellering gaat uit van de volgende stappen.

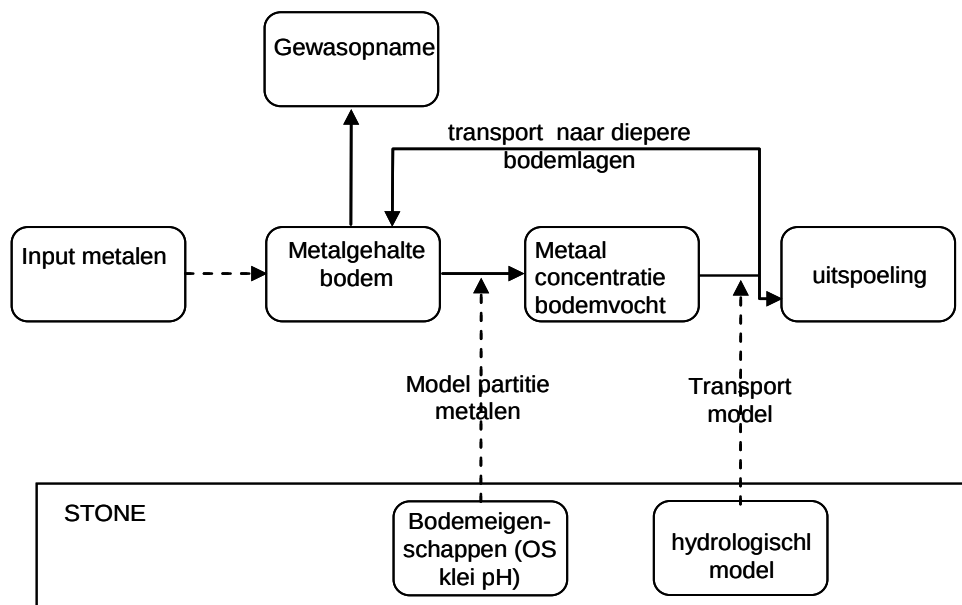
1. Een laag bagger wordt opgebracht en gaat ontwateren, waarna de bagger wordt gemengd met de onderliggende grond. De laag waarmee wordt gemengd is afhankelijk van het bodemgebruik. In bouwland is de gemengde laag 25 cm dik en in grasland 15 cm. Bij de berekening wordt uitgegaan van ontwaterde baggerspecie. Bij de hier uitgevoerde berekeningen is er vanuit gegaan dat de bagger ontwatert tot 50% van zijn oorspronkelijke volume. De bagger heeft geen invloed op de bodemeigenschappen. Het gehalte aan verontreinigingen wordt berekend op basis van de oorspronkelijke gehalten in zowel bodem als bagger.
2. De verschillende verdwijntermen van contaminanten, zoals afbraak, gewasopname en uitspoeling, worden berekend (zie 4.2 en 4.3) en de resulterende gehalten in de bodem als functie van de tijd.

3. Bij het opbrengen van de volgende laag bagger worden stappen 1 en 2 herhaald waarbij niet wordt gerekend met het oorspronkelijk gehalte in de bodem, maar met het gehalte in de bodem op het moment van baggeren. Voor een bepaald scenario wordt gerekend met een vaste baggerfrequentie.

2.4.2 Modelleren zware metalen

Accumulatie

In tegenstelling tot PAK en minerale olie zijn zware metalen niet afbreekbaar. Ze kunnen uit de bodem verdwijnen als gevolg van opname door gewassen en door uitspoeling naar diepere bodemlagen, grondwater en oppervlaktewater. Voor de modellering van de accumulatie en uitspoeling van zware metalen is uitgegaan van de in de onderstaande tekst weergegeven modellen die ook gebruikt zijn voor de evaluatie van het mestbeleid op de accumulatie en uitspoeling van metalen in Nederland (Bonten et al., 2009; Groenenberg, 2011). Het model is schematisch weergegeven in Figuur 10.



Figuur 10

Schema van modellering van zware metalen.

De basis van de modelberekeningen zijn de gehalten van zware metalen in de bodem. Veranderingen in het gehalte in de bodem vinden plaats door zowel aanvoer als afvoer van metalen.

De aanvoer van zware metalen naast de aanvoer door het opbrengen van bagger vindt voornamelijk plaats door aanwending van (kunst- en dierlijke) mest, en daarnaast door het gebruik van andere organische bodemverbeteraars en atmosferische depositie. Afvoer van metalen uit de bodem vindt voornamelijk plaats via gewasopname. Andere afvoerroutes zoals oppervlakkige afstroming zijn in de berekeningen niet meegenomen.

Uit de som van aanvoer en afvoer en transport door bodemwater volgt een verandering in het gehalte in de bodem. Deze kan zowel positief zijn (stijging van het gehalte in de tijd) of negatief (daling). De daaruit volgende verandering in het totaalgehalte in de bodem dient uiteindelijk als basis voor de berekening van de

concentraties aan zware metalen in het bodemvocht en grondwater. Dit gebeurt met chemische evenwichtsrelaties op basis van de (nieuwe) gehalten van zware metalen in de bodem en de bodemeigenschappen.

Rekening houdende met de afvoertermen kan de accumulatie in de bodem als gevolg van baggeren worden berekend.

Berekening afvoer door gewasopname

De netto afvoer van metalen met oogst van het gewas is berekend door de opbrengst te vermenigvuldigen met het gehalte in de oogstbare delen van het gewas:

$$Me_{opn} = Y \cdot \frac{Me_{gewas}}{1000} \quad (1)$$

Me_{opn} = netto metaalafvoer met gewas ($g\ ha^{-1}jr^{-1}$)
 Y = oogstopbrengst ($kg\ ha^{-1}\ jr^{-1}$)
 Me_{gewas} = metaalgehalte in gewas (mg/kg).

De gehalten aan metalen in gewassen zijn, indien voor gewas en metaal voorhanden, berekend met een bodem-plant relatie (Römkens et al., 2008) volgens:

$$\log(Me_{gewas}) = a + b \log OM + c \log klei + d \cdot pH + e \log Me_{bodem} \quad (2)$$

OM = organische stof gehalte in de bodem (%)
 $klei$ = kleigehalte van de bodem (%)
 pH = pH-KCl van bodem (-)
 Me_{bodem} = metaalgehalte van de bodem (mg/kg).

Voor Cd en Zn konden goede relaties afgeleid worden. Voor Cu en Pb zijn de relaties slechter en voor Ni zijn geen bodem-plant relaties beschikbaar. Vergelijking (2) heeft dan geen toegevoegde waarde en voor Cu, Ni en Pb is daarom voor het berekenen van de opname uitgegaan van gemiddelde gehalten in het gewas. De coëfficiënten a tot e voor vergelijking 2 en de gebruikte mediane gewasgehalten staan in bijlage 5.

Berekening afvoer door uitspoeling

Voor de berekening van het transport van de metalen wordt uitgegaan van de concentratie in oplossing. Deze concentratie wordt berekend met zogenaamde partitie-relaties, dit zijn empirische vergelijkingen die de verdeling (partitie) van een metaal geven in afhankelijkheid van bodemeigenschappen (hier pH, gehalten van organische stof, lutum en ijzer- en aluminium(hydr)oxiden:

$$\log(C) = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \log(Q) + \alpha_2 \cdot \log(OM) + \alpha_3 \cdot \log(klei) + \alpha_4 \cdot \log(AlFe_{ox}) + \alpha_5 \cdot \log(DOC) + \alpha_6 \cdot pH \quad (3)$$

C = metaal concentratie in oplossing ($mg.L^{-1}$)
 Q = (reactieve) metaal gehalte in de vaste fase ($mg.kg^{-1}$)
 DOC = de opgeloste organische stof ($mg.L^{-1}$)
 $AlFe_{ox}$ = de som van oxalaat extraheerbaar Al en Fe ($mmol.kg^{-1}$).

De gebruikte coëfficiënten α_0 tot α_6 voor de metalen staan in bijlage 6.

De gebruikte relaties zijn afgeleid op een set van 118 bodemmonsters in Nederland (Groenenberg, 2011). Evaluatie van de partitierelaties op onafhankelijke monsters liet zien dat deze relaties even goed presteerden als een mechanistische modelaanpak (Dijkstra et al., 2009), mits binnen de grenzen van de omgevingsfactoren (pH, organische stof etc.) van de dataset gebruikt voor het afleiden van de relaties gebleven wordt (Groenenberg, 2011). Dit was het geval in dit onderzoek. In de relaties wordt uitgegaan van het geochemisch reactieve gehalte van de metalen in de vaste fase. Dit gehalte is lager dan het totaalgehalte en kan worden gemeten met een 0,43 M HNO₃ extractie. Voor zover gemeten zijn deze gehalten gebruikt. Wanneer alleen het totaalgehalte bekend was is het reactieve gehalte geschat uit het totaalgehalte en bodemeigenschappen met een empirische relatie (Römkens et al., 2004).

In het sloot/land systeem is ook sprake van een kringloop. Stoffen in de bodem spoelen uit naar de sloot en accumuleren in de baggerspecie. Bij het baggeren worden ze weer teruggebracht op de bodem en kunnen vervolgens weer uitloggen. Dit kan worden gemodelleerd uitgaande van de lokale hydrologie.

2.4.3 Scenario's en model inputs

Bijdrage van verschillende aanvoertermen metalen op accumulatie in en uitspoeling uit de bovengrond

De balans van zware metalen in landbouwgronden waarop bagger wordt verspreid wordt naast de aanvoer van metalen door het opbrengen van bagger bepaald door aanvoer als gevolg van depositie uit de lucht en aanvoer door bemesting met dierlijke mest en kunstmest. Voor de afvoer van metalen moeten opname door gewassen en uitspoeling meegenomen worden. Om het belang van de verschillende aanvoertermen te evalueren op zowel de accumulatie van metalen in de bovengrond en op de uitspoeling aan de onderkant van de wortelzone zijn voor een locatie met grasland scenarioberekeningen uitgevoerd, waarbij de verschillende aanvoertermen zowel apart als tezamen doorgerekend zijn voor een periode van 100 jaar. In het gebruikte scenario is iedere vijf jaar gebaggerd en is 5 cm natte bagger op de bodem gebracht. Na ontwatering is het volume van de bagger gereduceerd tot 50% van zijn oorspronkelijk volume en is de dichtheid gelijk aan de dichtheid van de bodem. Voor wat betreft de metaalgehalten in de bodem, de pH van de bodem en de kwaliteit van het opgebrachte sediment is uitgegaan van een reële situatie die zoveel mogelijk aansluit bij de metingen in dit rapport. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de locatie Rivierenland (R4). Voor de berekeningen is een representatief profiel met hydrologie geselecteerd uit de STONE plots. In Tabel 4 zijn de belangrijkste eigenschappen en de metaalgehalten van het sediment en de ontvangende bodem weergegeven. Er is gerekend met het lutum- en OS-gehalte en pH van de bodem van respectievelijk 35%, 20% en 5.8. In het tweede deel van de tabel zijn de gebruikte depositie en aanvoer van metalen via bemesting samengevat.

Effecten van pH en hoge belasting met metalen op de accumulatie in en uitspoeling uit de bovengrond

Ook zijn de effecten bekeken voor een aantal speciale cases, zo is er gekeken naar het effect van een pH verandering in de bodem als gevolg van het opbrengen van bagger en het opbrengen van bagger met meer extreme concentraties die nog (net) voldoen aan de maximum eisen voor de kwaliteit volgens de msPAF-methode.

Tabel 4

Gehalten metalen(mg/kg ds) in en bodemeigenschappen van de toegepaste bagger en bodem en gemiddelde aanvoer op grasland in Nederland van metalen via depositie en bemesting (g/ha/jaar).

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Kwaliteit	mg/kg ds				
Sediment	0,9	37	47	68	174
Bodem	0,4	28	45	48	129
Aanvoer	g/ha/jaar ¹				
depositie	0,7	11	10	22	73
bemesting	1,7	441	318	46	777

Uitspoeling van metalen naar drains

Naast accumulatie van metalen in de bovengrond is ook uitspoeling een belangrijk onderdeel van de risico-evaluatie van het verspreiden van bagger. Voor metalen is het model daarom niet beperkt tot de bovengrond. Met het opbrengen van bagger wordt ook sediment aan het bodemprofiel toegevoegd en dit beïnvloedt de opbouw van het profiel en daarmee het transport van metalen in de bodem. In het model moeten hiervoor aannamen gemaakt worden. In deze studie is met een aantal opties voor de verandering van het bodemprofiel gerekend waarbij :

- Alleen de hoeveelheid metalen uit de bagger wordt aan de toplaag van de bodem toegediend. Er vindt geen toevoeging plaats van bodemmateriaal.
- Zowel bagger en metalen worden toegediend. Het bodemprofiel groeit aan met de hoeveelheid toegediend sediment uit de bagger. De drains blijven op één m onder het maaiveld (profiel schuift naar beneden).
- Ook in dit scenario worden zowel bagger en metalen toegediend. Het bodemprofiel groeit aan met de hoeveelheid toegediend sediment uit de bagger. In dit scenario komen de drains steeds dieper te liggen ten opzichte van het maaiveld.

2.4.4 Modellerings PAK

De enige verdwijnterm van belang voor PAK is de biologische afbraak. PAK wordt onder aerobe omstandigheden afgebroken en deze omstandigheden worden juist gestimuleerd bij landbouwkundig gebruik. De oplosbaarheid van PAK is klein en bovendien geldt dat hetgeen in de water fase komt en daardoor kan uitspoelen ook beschikbaar is voor biologische afbraak. Uitspoeling van PAK speelt daarom geen belangrijke rol.

De afbraak van PAK kan worden beschreven met een drie-componentenmodel (Harmsen, 2004). Het model gaat uit van eerste orde afbraak en drie verschillende fracties: 1) snel, 2) langzaam en 3) zeer langzaam afbreekbaar. De verschillende afbreekbare fracties zijn aangetoond op de landfarm Kreekraksluizen en bovendien zijn de snelheidsconstanten vastgesteld. Het bestaan van de snel afbreekbare fractie is bevestigd bij onderzoek naar verspreiden van baggerspecie op Goeree-Overflakkee. Het verloop van de concentratie in de tijd wordt beschreven door een som van eerste orde afbraken.

$$\frac{S_t}{S_0} = F_{\text{snel}} \cdot e^{-k_{\text{snel}} \cdot t} + F_{\text{langzaam}} \cdot e^{-k_{\text{langzaam}} \cdot t} + F_{\text{zeer langzaam}} \cdot e^{-k_{\text{zeer langzaam}} \cdot t} \quad (4)$$

met:

S_t	=	gesorbeerde hoeveelheid PAK op tijdstip t (mg/kg d.s.)
S_0	=	gesorbeerde hoeveelheid PAK op tijdstip 0 (mg/kg d.s.)
F_{snel}	=	fractie snel afbreekbaar PAK op tijdstip 0 (-)
F_{langzaam}	=	fractie langzaam afbreekbaar PAK op tijdstip 0 (-)
$F_{\text{zeer langzaam}}$	=	fractie zeer langzaam afbreekbaar PAK op tijdstip 0 (-)
k_{snel}	=	snelheidsconstante van de snelle afbraak (jaar ⁻¹)
k_{langzaam}	=	snelheidsconstante van de langzame afbraak (jaar ⁻¹)
$k_{\text{zeer langzaam}}$	=	snelheidsconstante van de zeer langzame afbraak (jaar ⁻¹)
t	=	tijd (jaar)

De verschillende fracties zijn niet alleen theoretische fracties. Uit diverse onderzoeken is gebleken dat de snel afbrekende fractie kan worden voorspeld aan de hand van desorptie-experimenten met Tenax. De hoeveelheid, die bij kamertemperatuur (20 °C) in een dag desorbeert en wordt afgevangen door Tenax, kan gebruikt worden als maat voor de hoeveelheid die onder veldomstandigheden in een jaar afbreekt. Dit wordt ook de potentieel beschikbare fractie genoemd. Door de temperatuur te verhogen (naar 60 °C) versnelt de desorptie. De hoeveelheid die bij 60 °C desorbeert kan gezien worden als de hoeveelheid die langzaam afbreekt. Dit is beperkt gevalideerd omdat er nog weinig experimenten zijn die lang genoeg geduurd hebben. Zijn zowel de snel als langzaam afbreekbare fractie bekend, dan is automatisch de zeer langzaam afbreekbare fractie bekend (som = 1). De gebruikte snelheidsconstanten zijn 3; 0,3 en 0,025 jaar⁻¹ voor respectievelijk de snelle, langzame en zeer langzame afbraak (Harmsen en Zweers, 2009). De gekozen waarde voor de zeer langzame afbraak van 0,025 jaar⁻¹ is laag en conservatief, maar hier is bewust voor gekozen om niet een te optimistisch scenario te schetsen.

3 Resultaten en discussie accumulatie op de kleilocaties

3.1 Algemene parameters

Op de kleilocaties is de baggerstrook, een referentielocatie en het sediment bemonsterd en geanalyseerd. Geanalyseerd zijn de totaalgehalten en de in 0,001 M CaCl_2 extraheerbare gehalten. Hiernaast zijn de bodemkarakteristieken lutum en gloeiverlies (maat voor organische stof) gemeten en in het CaCl_2 -extract de pH en opgelost organische stof (DOC). Van het sediment is geen CaCl_2 -extract gemaakt omdat sediment anaeroob is en de CaCl_2 methode ontwikkeld is voor aerobe monsters³. Bovendien gaat het in dit onderzoek niet om processen in het sediment, maar wat er gebeurt als het sediment op de kant is verspreid. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 11. De codes hebben betrekking op de herkomst van de monsters.

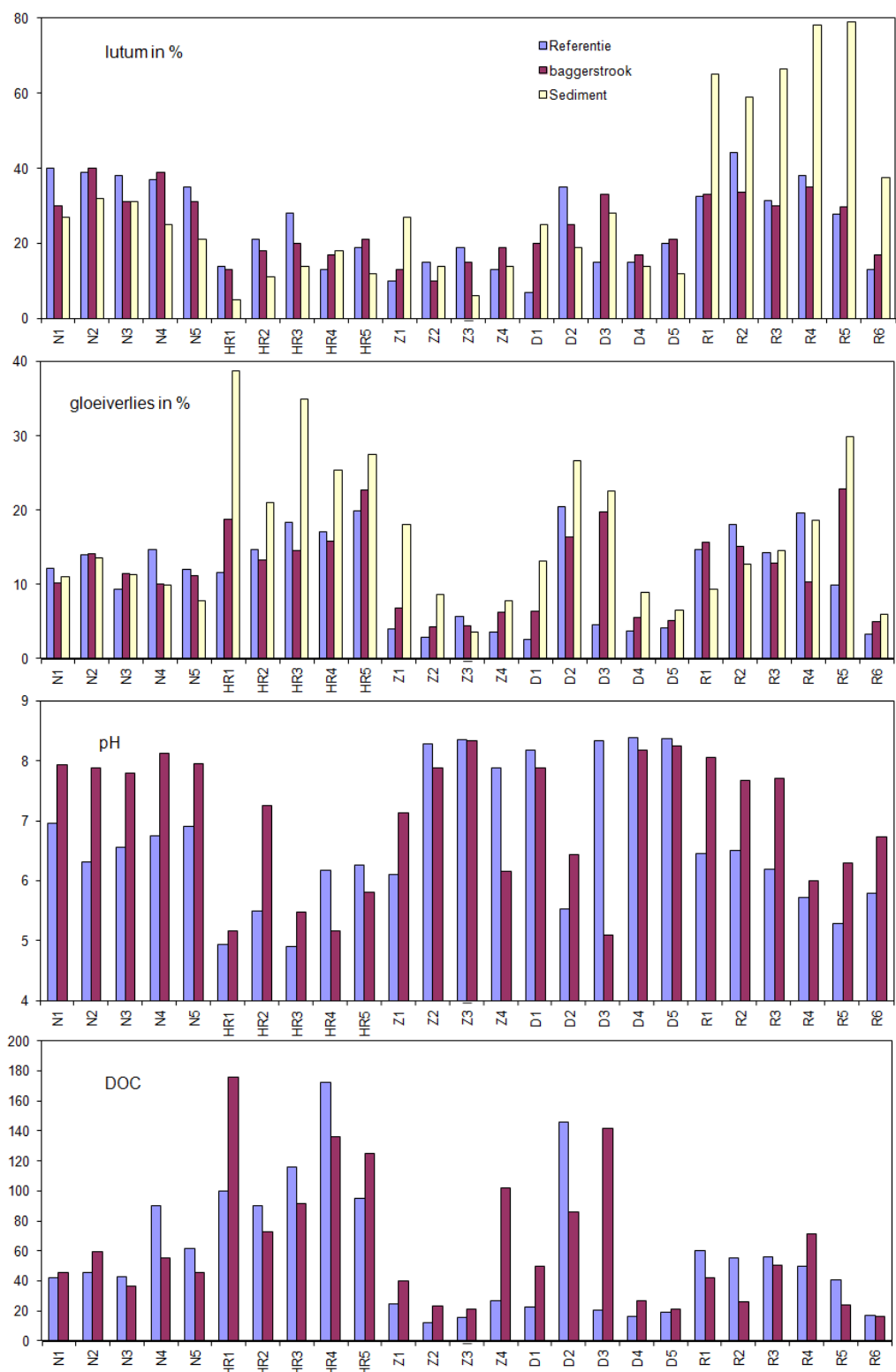
N	=	Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
HR	=	Hoogheemraadschap Rijnland
Z	=	Waterschap Zeeland
D	=	Waterschap Hollandse Delta
R	=	Waterschap Rivierenland

Bij de interpretatie van de gegevens is het van belang te weten dat sediment ontstaat door afkalvende grond en aangroei van de sedimentlaag via bezinken van zwevende stof in aangevoerd water en afstervende plantenresten.

Bij een juiste keuze moeten de lutumgehalten in de referentie en de baggerstrook gelijk zijn. Er is dan eenzelfde type bodem bemonsterd. Er zijn wat verschillen, maar de gemiddelden en medianen zijn gelijk (gemiddelde 22,8 en 22,5 en mediaan 19,0 en 18,0 voor respectievelijk referentie en baggerstrook). Als de kwaliteit van het sediment voornamelijk bepaald wordt door afkalvende grond, dan wordt in het sediment ook een vergelijkbaar lutumgehalte verwacht. Dit is in mindere mate het geval in de N-monsters waar het lutumgehalte duidelijk kleiner is.

Voor het gloeiverlies geldt voor de referentie en de baggerstrook hetzelfde als voor lutum. Er zijn individuele verschillen maar gemiddelden en mediaan zijn vergelijkbaar (gemiddelde 11,0 en 11,9 en mediaan 12 en 11,50) voor respectievelijk referentie en baggerstrook). Het organisch stof-gehalte in de bagger kan hoger zijn, vooral in de situatie van klei op veen. Accumulatie van plantenresten kan ook zorgen voor een hoger gehalte. Hogere gloeiverliezen worden gemeten in de HR-monsters. Op deze locaties is er sprake van een toemaakdek op veen. De sloot ligt dan in het veen en sedimentmonsters hebben dus automatisch een hoger gloeiverlies. Een verhoogd gloeiverlies in het sediment hoeft niet te leiden tot een verhoogd gloeiverlies in de baggerstrook, omdat de organische stof ook weer kan afbreken.

³ De Waterdienst werkt aan een aanpassing van de CaCl_2 -extractie om hem ook geschikt te maken voor sediment monsters.



Figuur 11

Gehalten lutum (%), gloeiverlies (%) van grond en bagger, en de pH (CaCl₂) en DOC (mg C/L) bij kleilocaties met bagger op de kant.

Opvallend zijn de pH stijgingen in de baggerstrook in de N- en R-monsters. Dit heeft gevolgen voor de concentratie van de zware metalen in het CaCl_2 -extract. De DOC speelt hierbij ook een rol. Hierbij zijn echter geen duidelijke verschillen te zien tussen de referentie en de baggerstrook.

Worden de verschillende gebieden met elkaar vergeleken, dan zijn deze verschillen duidelijker zichtbaar in Figuur 11 dan de verschillen tussen de baggerstrook en de referentie. Hierop wordt teruggekomen in hoofdstuk 3.2 over de zware metalen.

3.2 Zware metalen, totaal en beschikbaar

3.2.1 Totaal gehalten zware metalen

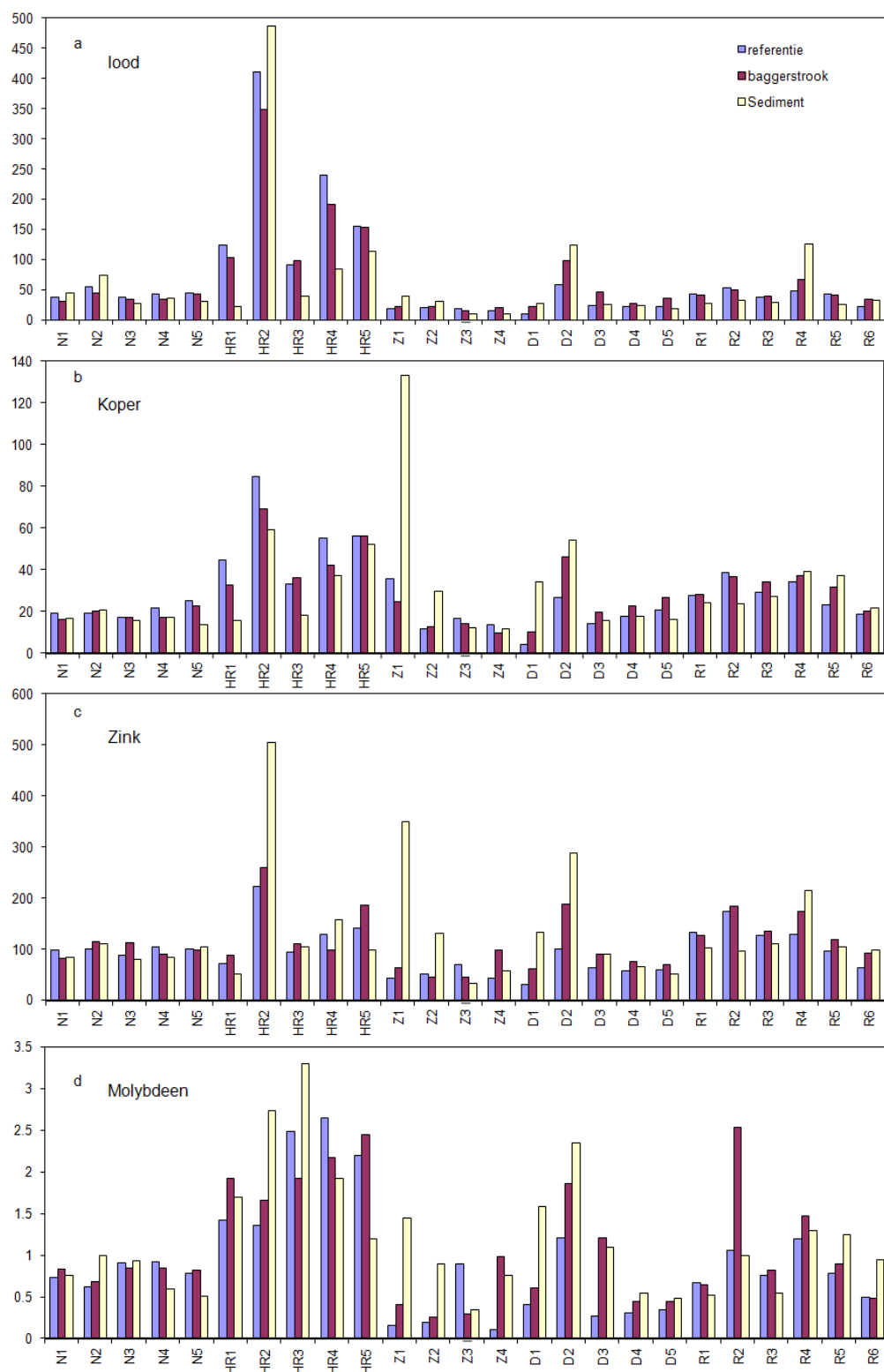
Bij toetsing van gegevens wordt in het bodembeleid meestal uitgegaan van gehalten die zijn omgerekend naar de standaardbodem met 10% organische stof en 25% lutum. In dit rapport zijn absolute gehalten, dus ongecorrigeerd, weergegeven. De belangrijkste reden hiervoor is dat bij de interpretatie en ook bij de modellering wordt uitgegaan van een procesmatige benadering. Hierin passen alleen absolute gehalten. De AW2000, grens- en toetsingswaarden zijn in dit onderzoek wel direct bruikbaar bij de interpretatie, omdat de in dit onderzoek gemeten waarden voor gloeiverlies en het lutumgehalte rond de waarden voor de standaardbodem liggen (zie Figuur 11) en hoge en lage waarden niet voorkomen. AW2000, grens- en toetsingswaarden worden in deze rapportage gebruikt als weergave van de grootteorde.

De hoogste gehalten, die in sediment worden gevonden, zijn de gehalten aan lood, koper, zink en molybdeen. De gemeten totaalgehalten in de monsters van de verschillende locaties zijn weergegeven in Figuur 12. Het eerste wat ook hier (zie ook 3.1) opvalt zijn de verschillen tussen de vijf gebieden. Deze verschillen zijn groter dan de verschillen die er zijn tussen de baggerstrook en de referentie. Het lokale achtergrondgehalte (referentie) is het meest bepalend voor wat er in de baggerstrook wordt gevonden. Het duidelijkst is dit zichtbaar bij de monsters in Rijnland (HR). Hier is dan ook bemonsterd op toemaakdekken. Toemaakdekken zijn vanaf de middeleeuwen ontstaan door het verspreiden van stadsafval in veengebieden ter verbetering van de draagkracht. In het hoofdstuk ecologische risico's wordt teruggekomen op toemaakdekken.

Door de grote invloed van het achtergrondgehalte is het niet mogelijk met een statistische toets de invloed van het verspreiden van baggeren vast te stellen. Uit Figuur 12 kan worden geconcludeerd dat het verspreiden van baggerspecie op de meeste locaties en voor de meeste zware metalen niet lijkt te leiden tot een verhoogd gehalte aan zware metalen in de baggerstrook. Dit wordt voor een deel verklaard doordat niet alle metalen in een verhoogd gehalte in de species voorkomen. Op een beperkt aantal locaties met een verhoogd zinkgehalte in het sediment is er wel een invloed te constateren. Bij zink is naast de verhoogde achtergrond in de HR- en R-locaties een specifieke verhoging zichtbaar van de sedimentconcentraties in HR2, Z1, D2 en R4 (vier van de 25 locaties). Dit gaat samen met een verhoging van het gehalte in de baggerstrook. De verhoging leidt echter niet tot een gehalte dat sterk afwijkt van het niveau van de referenties in het gebied (behalve voor D2). Voor lood is het verhogend effect ook zichtbaar in D2 en R4.

Bij het vergelijken van alle baggerstrook- en referentiegegevens is de grootste toename te zien bij zink en molybdeen. De mediaan van de verhouding baggerstrook/referentie bij zink en molybdeen zijn bij beide 1,2. Bij andere stoffen ligt de mediaan van de genoemde verhouding tussen de 1,0 en 1,2.

Omdat er is uitgegaan van locaties met relatief vuile baggerspecie in het verleden is op de meeste locaties de baggerspecie kwaliteit beter geweest. Op deze schonere locaties zijn minder effecten te verwachten. Het selectie criterium dat op basis van de gegevens van de waterschappen, de bagger een kwaliteit had aan de bovenkant van de oude klasse 2 komt niet tot uiting in de meetgegevens.



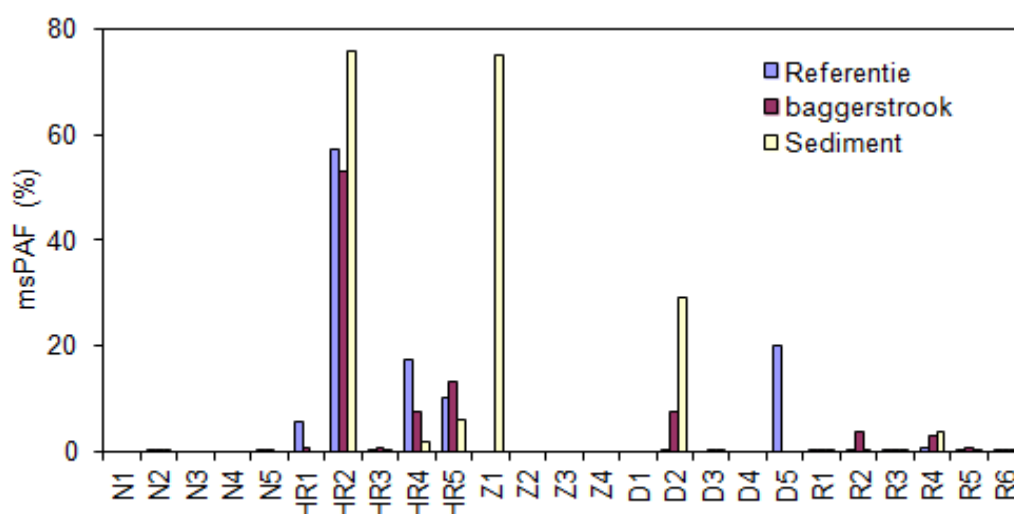
Figuur 12

Totaalgehalten lood, koper, zink, molybdeen (allen in mg/kg) bij kleilocaties met bagger op de kant.

De bovengrenswaarden voor klasse 2 waren 530, 90 en 720 mg/kg d.s. voor respectievelijk lood, koper en zink. Het sediment monster HR2 voldoet duidelijk aan het criterium, maar op deze locatie is ook de achtergrond sterk verhoogd. Een paar monster zoals de al eerder vermelde verhogingen voor zink voldoen ook, maar de meeste gehalten liggen in de buurt van de oude klasse 1-2 grens en de huidige AW2000-waarden. (klasse 1-2 grens 85, 35 en 140 mg/kg d.s. en AW2000 50, 40 en 140 mg/kg d.s.). In hoofdstuk 8 wordt nader ingegaan op de ontwikkeling van de baggerspeciekwiteit en de hier verkregen metingen. De metingen en de ervaringen bij de selectie geven aan dat verspreide baggerspecie meestal in klasse 2 terecht is gekomen door een overschrijding van één of een beperkt aantal van de voor klasse 2 geldende grenzen.

In het Besluit Bodemkwaliteit wordt de msPAF (zie hoofdstuk 5) gebruikt om te besluiten of bagger mag worden verspreid. Het gebruikte criteria voor metalen is $msPAF_{\text{metalen}} < 50$. De msPAF waarden zijn laag op de meeste locaties (Figuur 13). Als geen van de AW2000-waarden is overschreden is de msPAF gelijk aan nul en dit is naar verwachting ook het geval bij de meeste referenties, maar ook bij de meeste baggerstroken en sedimenten.

De hoge msPAF in het sediment van Z1 wordt verklaard door het hoge zinkgehalte. Op twee locaties HR2 en Z1 is de bagger niet verspreidbaar, maar op locatie HR2 is de msPAF in de referentie ook groter dan 50. De HR-monsters en een aantal D-monsters springen er weer uit door hun hoge waarden. Op basis van de msPAF blijkt dat op de HR-locaties het achtergrondgehalte het meest bepalend is en op de R-locaties het verspreiden van bagger kan hebben geleid tot een lichte verhoging van de msPAF. In hoofdstuk 5 wordt teruggekomen op de stoffen die bepalend zijn voor de msPAF.



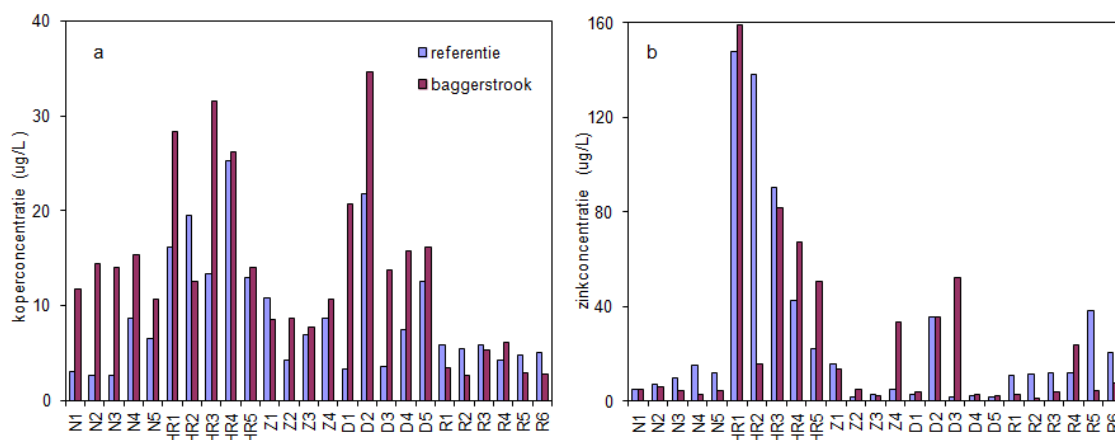
Figuur 13

msPAF bij kleilocaties met bagger op de kant (msPAF berekend conform de in ontwikkeling zijnde module binnen TOWABO bij pH 5,5).

3.2.2 Actueel beschikbare metalen

Risico's worden bepaald door de actueel beschikbare gehalten. De metalen geëxtraheerd met 0.001 M CaCl₂ zijn hiervoor een goede indicatie. De risico's zijn zowel risico's voor plantopname als risico's voor uitloging naar het grondwater of naar de drain. Figuur 14 geeft de gemeten waarden voor Cu en voor Zn. Bij koper

zorgt het baggeren op veel locaties voor een verhoging van het gemeten gehalte, dit naast de verschillen tussen de gebieden. Voor zink zijn de verschillen tussen de gebieden weer meer bepalend.



Figuur 14

Gehalten (a) koper en (b) zink in 0,001 M CaCl_2 bij kleilocaties met bagger op de kant.

De ratio's (baggerstrook/referentie) van het 0,001 M CaCl_2 -extract zijn weergegeven in Tabel 5. Locatie D3 is duidelijk een uitschieter, met sterk verhoogde beschikbaarheden in de baggerstrook. De pH in de baggerstrook op deze locatie is veel lager dan in de referentie (respectievelijk 5.1 en 8.3).

De gemiddelden in Tabel 5 worden sterk bepaald door de resultaten van D3. De mediaan is een betere maat en deze is verhoogd voor Cu en Mo. Statistische verschillen zijn alleen aangetoond (Wilcoxon toets op basis van concentraties $\alpha=0,05$, twee-zijdig) voor Cu, Mo en ook voor de pH in de CaCl_2 -extracten. Beschikbaar koper is op zeventien van de 25 locatie verhoogd in de baggerstrook (Figuur 14). De verhoging geldt niet voor het totaal kopergehalte (zie 3.2.1).

De verhoogde beschikbaarheid van koper wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de verhoogde pH in combinatie met de DOC-concentratie. Een verhoging van de concentratie koper met de pH is ook gevonden in experimenten waarbij de pH wordt gevarieerd (Dijkstra et al., 2009), waarin het minimum van de Cu-concentraties tussen de pH 4-6 ligt en waarbij de concentraties zowel bij lagere pH als bij hogere pH stijgen. Dit beeld wordt ook teruggevonden als de ratio van beschikbaar koper en totaal koper wordt uitgezet tegen de pH. De twee gemarkeerde punten vormen een uitzondering op deze regel (Figuur 15). De metingen in de baggerstrook zijn vooral hoger in het rechter deel van de koper figuur. Deze verhoging geldt ook voor molybdeen en arseen, wat stoffen zijn die bij een hogere pH een hogere concentratie hebben in de waterfase. Molybdeen en arseen komen in de bodem voornamelijk voor als anion. In dit hogere pH traject komt de baggerstrook vaker voor (zie Figuur 11c).

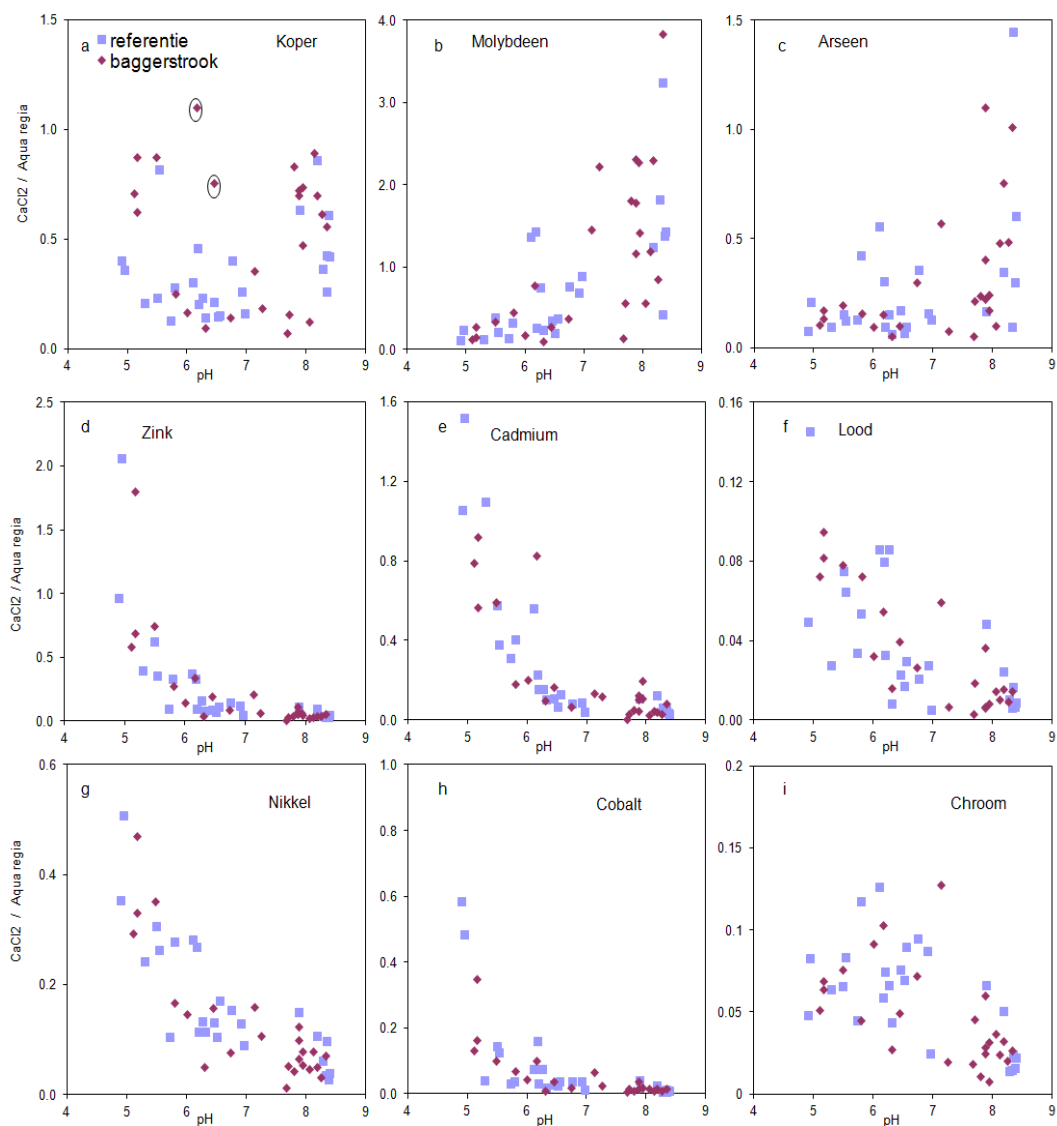
Voor de meeste metalen die in de bodem voorkomen als kation (Zn, Cd, Co, Ni, Pb en Cr) neemt de concentratie juist toe met afnemende pH in het voor bodems meest relevante pH traject (4-8). Dit geeft door de hogere pH dan ook een verlaagde beschikbaarheid in de baggerstrook van zink in de N- en R-monsters. In de HR-monsters is de beschikbaarheid het hoogst, maar kan er geen onderscheid worden gemaakt tussen de baggerstrook en de referentie. De sturing van de beschikbaarheid door de pH van de gemeten concentraties Zn, Cd, Co, Ni, Pb en Cr wordt ook duidelijk weergegeven in Figuur 15.

Tabel 5*Ratio's beschikbaar metaal in de door bagger beïnvloede strook/beschikbaar metaal in de referentie (CaCl₂ extracten).*

Ratio	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn	DOC
N1	1.2	6.7	3.6	1.2	0.3	3.9	2.9	0.5	-0.1	1.1	1.1
N2	6.3	0.7	0.4	0.9	0.6	5.4	5.4	0.6	0.7	0.8	1.3
N3	1.7	2.3	0.4	0.2	0.1	5.4	4.6	0.2	0.0	0.4	0.9
N4	1.4	0.7	0.5	0.3	0.3	1.8	1.4	0.6	0.4	0.2	0.6
N5	1.0	0.8	1.2	0.4	0.3	1.7	2.2	0.6	0.3	0.4	0.7
HR1	0.9	0.8	0.9	0.7	0.7	1.8	1.5	0.7	0.5	1.1	1.8
HR2	0.5	0.6	0.2	0.2	0.2	0.7	7.0	0.4	0.1	0.1	0.8
HR3	1.9	0.8	0.8	0.2	1.1	2.4	2.3	0.8	1.7	0.9	0.8
HR4	0.6	3.5	2.3	1.1	1.5	1.0	0.1	1.4	1.0	1.6	0.8
HR5	1.1	0.9	1.4	1.3	0.7	1.1	0.7	1.5	0.8	2.3	1.3
Z1	1.3	0.7	0.4	0.9	1.1	0.8	2.7	0.6	0.8	0.9	1.6
Z2	0.5	2.1	1.5	4.0	3.2	2.1	1.3	1.4	3.7	2.5	1.9
Z3	0.6	1.4	1.4	0.8	0.8	1.1	2.9	0.5	0.7	1.0	1.4
Z4	0.6	1.9	9.8	4.3	2.0	1.2	0.4	5.4	1.6	7.1	3.8
D1	1.2	1.7	2.1	1.1	0.9	6.2	2.8	1.9	0.6	1.5	2.2
D2	0.8	0.8	0.4	0.4	0.5	1.6	2.0	0.6	1.0	1.0	0.6
D3	1.6	5.5	31.7	30.6	5.4	3.8	0.2	11.6	22.0	27.9	6.9
D4	1.3	1.8	1.2	1.6	1.6	2.1	2.3	1.5	2.2	1.2	1.6
D5	2.1	1.1	1.0	1.2	1.3	1.3	0.8	1.2	2.2	1.2	1.1
R1	0.7	0.8	0.3	0.5	0.5	0.6	1.5	0.4	0.6	0.3	0.7
R2	1.2	0.6	0.1	0.2	0.2	0.5	1.6	0.1	0.2	0.1	0.5
R3	1.9	0.7	0.3	0.6	0.6	0.9	2.3	0.5	0.6	0.3	0.9
R4	0.8	1.6	1.2	1.4	1.7	1.4	1.6	1.4	1.3	2.1	1.5
R5	1.0	0.4	0.1	0.4	0.6	0.6	0.9	0.4	0.6	0.1	0.6
R6	0.9	0.9	0.2	0.6	0.8	0.6	1.2	0.3	0.8	0.4	1.0
Gem	1.3	1.6	2.5	2.2	1.1	2.0	2.1	1.4	1.8	2.3	1.5
Mediaan	1.1	0.9	0.9	0.8	0.7	1.4	1.6	0.6	0.7	1.0	1.1
Probability ¹⁾	0.41	0.63	0.28	0.11	0.08	0.01	0.04	0.07	0.10	0.72	

¹⁾ Uitkomst Wilcoxontoets.

De meeste gemeten concentraties zijn vergelijkbaar met de achtergrondwaarde. Tabel 6 geeft een overzicht van de gemiddelde gehalten, de bijbehorende standaardafwijking en de mediaan van alle CaCl₂-extracten. Ter vergelijking zijn ook achtergrondwaarden en streefwaarden van gefiltreerd grondwater gegeven (Van den Hoop, 1995). Koper en lood zijn iets verhoogd, maar voldoen nog wel aan de streefwaarde. Chroom is duidelijk verhoogd. De resultaten zijn in overeenstemming met de constatering van Van Vliet et al. (2010) dat het ondiepe (<2 m) en middeldiepe (<10 m) grondwater in west-Nederland voldoet aan de streefwaarde, behalve voor Cr, waarbij bijna overal overschrijding van de streefwaarde wordt gemeten. De in dit onderzoek gemeten gehalten voor As, Cr, Ni, Cd en Zn komen ook overeen met die in het grondwater. De gemeten gehalten voor Cu en Pb in dit onderzoek zijn duidelijk hoger en kan worden verklaard door de plaats van bemonstering. Het CaCl₂-extract simuleert het gehalte in het poriewater in de bouwvoor en de metingen van Van Vliet zijn uitgevoerd in het grondwater. Cu en Pb worden sterk geadsorbeerd aan de bodem, waardoor er op grotere diepte minder wordt gemeten en hoogst waarschijnlijk is de DOC op grotere diepte kleiner, waardoor er minder wordt gecomplexeerd.



Figuur 15

Ratio Beschikbaarheid van zware metalen gemeten in 0,001 M CaCl_2 /Totaalgehalte ($\text{kg L}^{-1} \times 10^3$) als functie van de pH.

Tabel 6

Concentratie aan zware metalen in CaCl_2 extract van grondmonsters uit de baggerstrook en referentie (gemiddelde, standaardafwijking en mediaan van alle waarden en achtergrondgehalte) in vergelijking tot de streefwaarde in gefiltreerd grondwater (VROM, 2000 streef- en interventiewaarden).

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn	pH	DOC
	$\mu\text{g/l}$											mg/l
Gemiddelde	3,7	26	0,13	0,46	2,1	11,2	0,72	3,6	3,4	25	6,9	6,1
Stdev	4,0	23	0,17	0,64	1,3	8,0	0,77	2,6	6,2	38	1,1	4,3
Mediaan	2,3	22	0,05	0,24	1,9	8,6	0,47	2,8	0,9	10	6,7	4,8
Achtergrondwaarde	7		0,06		2,4	1,3		2,1	1,6	24		
Streefwaarde	15		0,40		1,0	15		15	15	65		

Opgeloste metalen kunnen uitspoelen naar de sloot. In de sloot stelt zich vervolgens een nieuw evenwicht in met het sediment. Qua lutum en organische stof is het sediment vergelijkbaar met de bodem. Qua pH echter niet, de pH in een waterbodem is vaak hoger, waardoor er weer oplading van het sediment kan plaats vinden. Het is ook mogelijk dat de onderliggende bodem wordt opgeladen als de pH daar beduidend lager is. Een anaeroob gebied in de ondergrond zorgt ook voor vastlegging van zware metalen als sulfide. Dit laatste proces treedt ook op in de waterbodem.

Door de uitspoeling wordt het gehalte in de bodem verlaagd. Nemen we zink als voorbeeld, dan is de maximale ratio (beschikbaar/totaal gelijk aan $2 \text{ mg.kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$). Uitgaande van een neerslag overschot van 300 mm^4 en een laagdikte van 25 cm bodem met een dichtheid van $1,6 \text{ kg.dm}^{-3}$ kan worden berekend dat er dan 0,15% van de voorraad per jaar uitspoelt. Dit is weinig en het is voor de meeste metalen en locaties nog veel minder, gezien de lagere ratio dan $2 \text{ mg.kg}^{-1} \cdot 10^{-3}$. Uitspoeling zorgt dus niet voor een verlaging van het zware metaalgehalte van de bodem.

In het projectplan was opgenomen dat het transport via het grondwater naar de sloot gemodelleerd zou worden, met de bedoeling om inzicht te krijgen in de rol van de verspreiding van bagger op de kwaliteitsontwikkeling van het sediment in de sloot. Door het model dan vervolgens toe te passen bij verschillende scenario's kan vervolgens worden vastgesteld hoe het beste kan worden verspreid, bijvoorbeeld een dunne laag, maar groot oppervlak of een dikke laag op een smalle strook. Randvoorwaarde voor zo'n exercitie is dat er een duidelijk verschil moet zijn tussen de uitloging in de baggerstrook en de uitloging in de referentie. Dit is niet waargenomen. Wel is waargenomen dat de pH een belangrijke rol speelt bij de mogelijke uitspoeling. Bij een verlaagde pH neemt de uitspoeling van de meeste elementen toe. Uitzondering zijn arseen en molybdeen, die juist bij een verhoogde pH versterkt uitspoelen, maar deze stoffen worden meestal niet in een verhoogd gehalte in baggerspecie aangetroffen. Koper kan bij een verhoogde pH ook versterkt uitspoelen.

Uitgaande van de CaCl_2 metingen en in overleg met de Wetenschappelijke Begeleidingsgroep is het niet zinvol geacht om de geplande modellering naar transport vanuit het perceel naar de sloot uit te voeren. Zie ook hoofdstuk 3.3.

3.3 Modellerings zware metalen

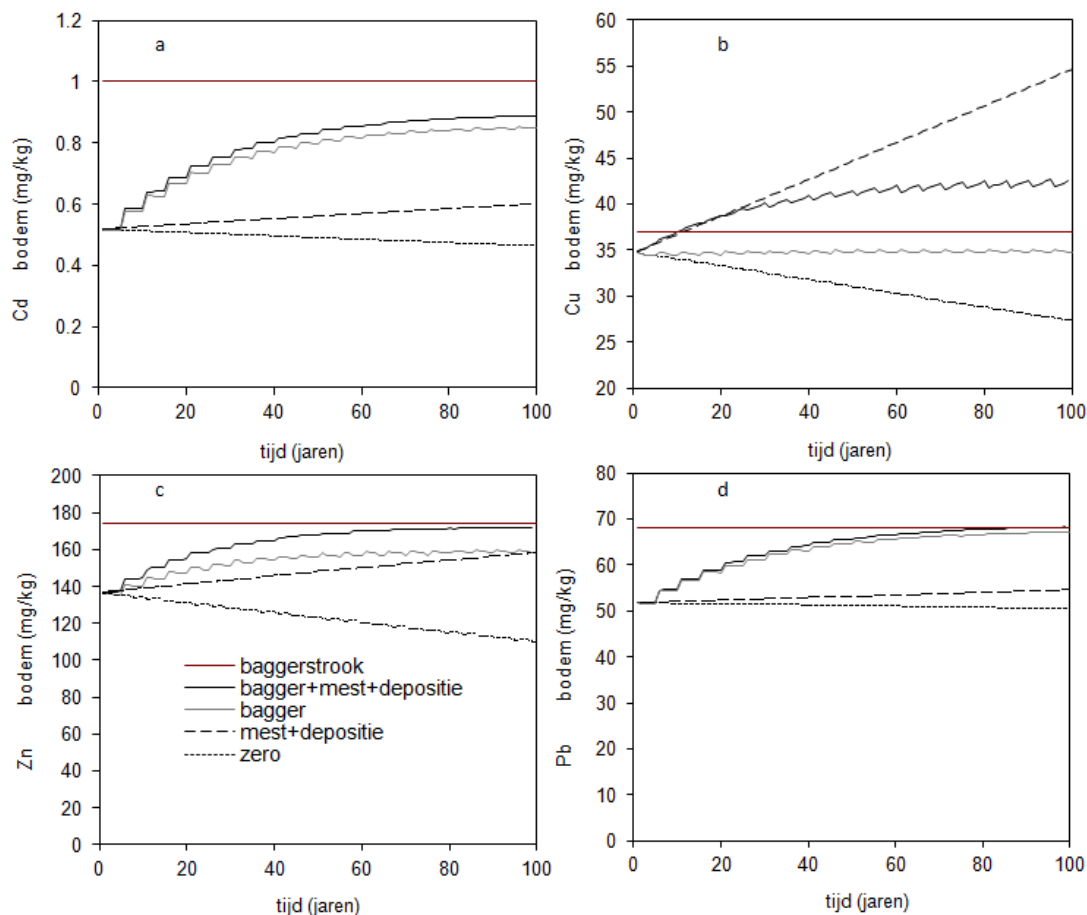
3.3.1 Effect van inputs metalen uit verschillende bronnen op de accumulatie van metalen en uitspoeling uit de wortelzone.

De effecten van de verschillende bijdragen aan de accumulatie zijn in Figuur 16 geïllustreerd voor de metalen Cd, Cu, Pb en Zn. De berekeningen zijn gebaseerd op de metingen bij locatie R4.

De belangrijkste bijdrage voor Cd bestaat uit Cd in bagger. Daarnaast dragen inputs via depositie en kunstmest nog enigszins bij aan de accumulatie. Verreweg de grootste bijdrage van Cu aan de bodem komt uit de toediening van mest aan de bodem. Voor zink is de bijdrage uit bemesting ongeveer gelijk aan die van bagger. Uit onderstaand voorbeeld blijkt een positief effect van baggeren op de bodemkwaliteit voor Cu omdat de opgebrachte bagger een lagere Cu-concentratie heeft dan de concentratie koper die zich in de bodem ontwikkelt door aanwending van dierlijke mest. Bijdragen van Ni en Pb uit andere bronnen dan bagger zijn nihil (Ni niet getoond). Uit de berekeningen blijkt dat na ongeveer acht keer baggeren (5 cm natte bagger per keer)

⁴ De waarde van 300 mm wordt gebruikt in het model STONE (Massop et al., 2005). Als de evaporatie kleiner is, zoals bij kale grond in de akkerbouw wordt het neerslagoverschot groter. Ook dan is de uitspoeling verwaarloosbaar.

bijna het evenwichtsniveau bereikt is, dit niveau ligt dicht in de buurt van de gehalten zoals die gemeten zijn in de baggerstrook (het gehalte in de baggerstrook is met de rode lijn aangegeven). Deze gehalten liggen alle (iets) boven de AW2000-waarden van Cd 0.6, Cu 40, Pb 50 en Zn 140 mg.kg⁻¹. Na 100 jaar ligt de concentratie in de bodem op 95-100% van de concentratie in de bagger voor alle metalen behalve voor Cu, omdat uitspoeling in deze klei/veengronden klein is ten opzichte van de input. Voor koper ligt de concentratie op 115% van de concentratie in de bagger, als gevolg van de hoge bijdrage van koper uit dierlijke mest. Voor Cu en Zn, beide essentiële elementen voor gewassen, is plantopname belangrijk als sink, dit is te zien aan de ontwikkeling van het Cu- en Zn-gehalte wanneer de inputs nul zijn, dan neemt het gehalte in de bodem duidelijk af. Voor Cd, Ni en Pb, alle niet essentieel, speelt gewasopname geen rol van betekenis.

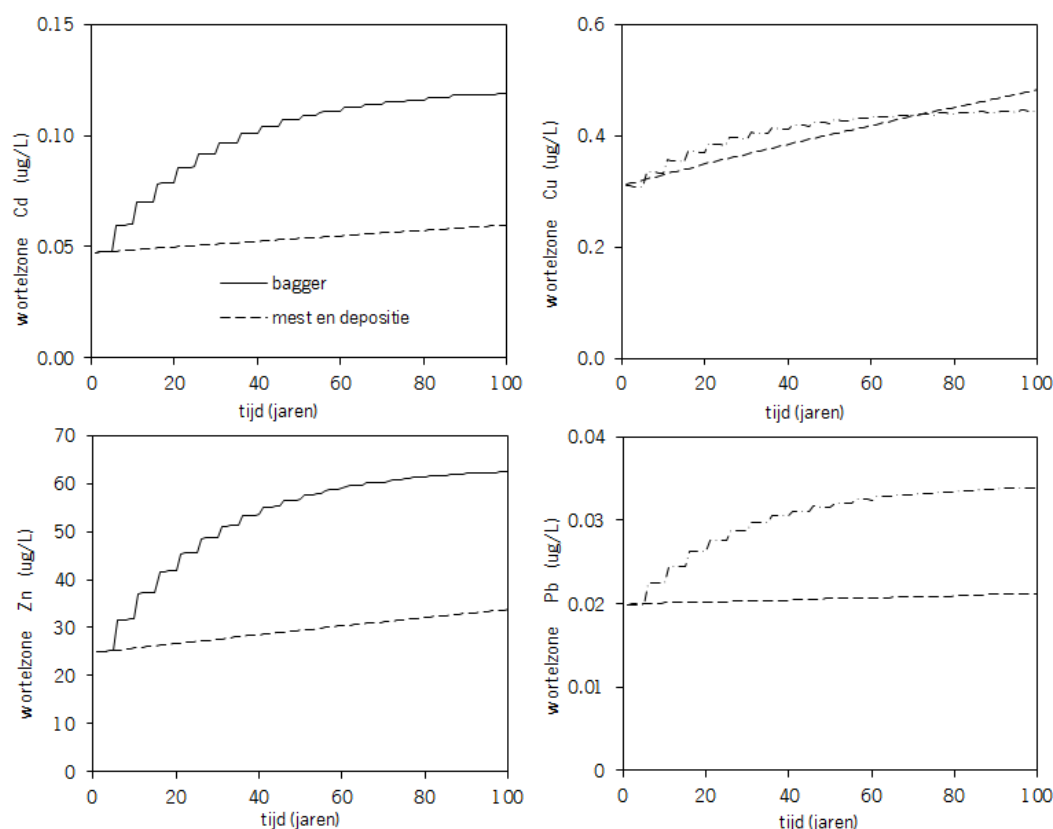


Figuur 16

Bijdragen van verschillende bronnen (mest, depositie en/of bagger) aan de accumulatie van metalen op de bodem voor de metalen Cd (a), Cu (b), Zn (c) en Pb (d). Het scenario zero geeft de ontwikkeling van de metaalconcentraties wanneer er geen input van metalen is. De rode lijn geeft de gemeten gehalten weer in de strook waar de bagger is opgebracht. De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de metingen bij locatie R4.

In Figuur 17 is de ontwikkeling van de uitspoeling onder de wortelzone weergegeven. Hierin is te zien dat voor Cd en Pb de opgebrachte bagger bepalend is voor de uitspoeling. Voor Cu en Zn is de met de mest opgebrachte hoeveelheid even groot of zelfs groter van belang. Deze uitspoeling is berekend om een indicatie te krijgen wat er maximaal uit zou kunnen spoelen naar het grond- en oppervlaktewater. De werkelijke uitspoeling is veel kleiner omdat uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater op grotere diepte plaatsvindt. De concentraties van het uitspoelende water onder de wortelzone liggen allen ruim onder de maximale

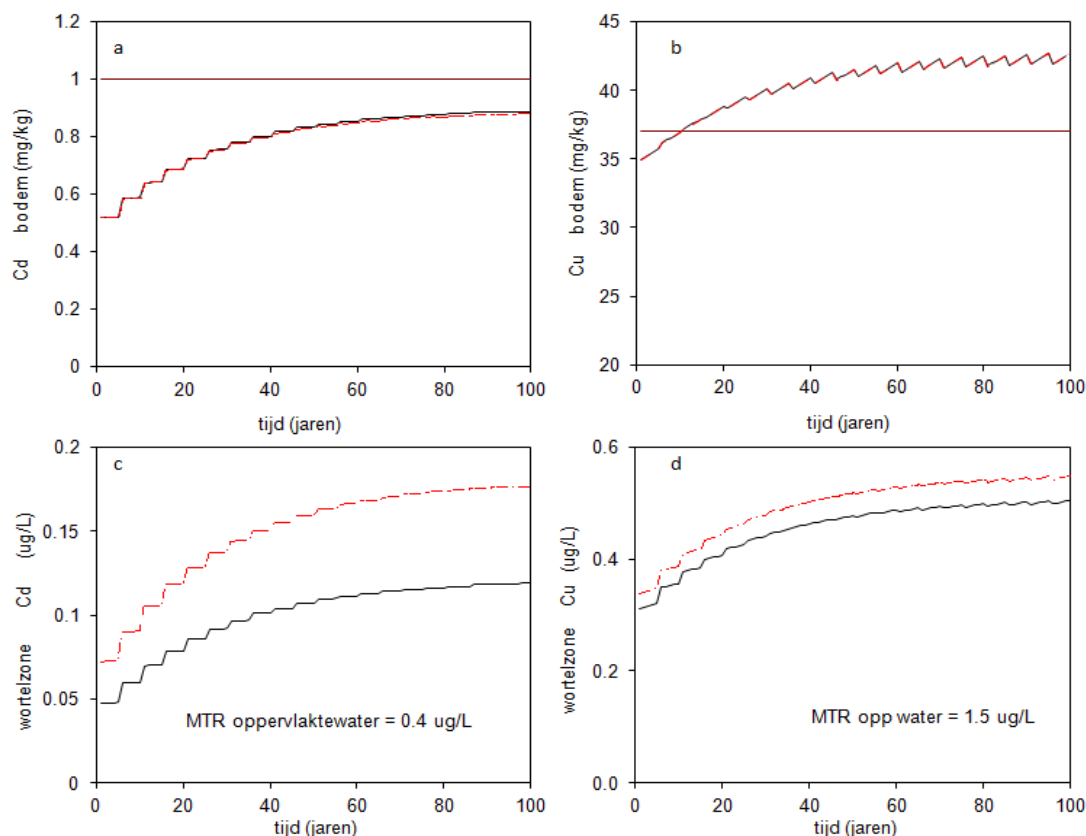
concentraties voor grondwater (streefwaarde grondwater ondiep is Cd 0,4, Cu 40, Pb 50 en Zn 140 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). De concentratie Cd stijgt als gevolg van het baggeren naar concentraties in de range van de maximale concentratie voor oppervlaktewater, deze ligt tussen de 0,08 en 0,25 $\mu\text{g}/\text{L}$ afhankelijk van de hardheid van het water. De berekende concentraties voor Cu, Ni en Pb liggen alle ruim onder de maximale concentraties van respectievelijk 1,5, 20 en 7,2 $\mu\text{g}/\text{L}$. De concentratie Zn in het water dat uitspoelt onder de wortelzone ligt bij de Ausgangssituatie (25 $\mu\text{g}/\text{L}$) al boven de maximale concentratie voor oppervlaktewater van 5,1 $\mu\text{g}/\text{L}$ en stijgt als gevolg van het baggeren tot 35 $\mu\text{g}/\text{L}$. De uitspoeling van Cd en Zn naar het oppervlaktewater verdienen dus nadere aandacht en voor deze metalen worden berekeningen van uitspoeling op één meter diepte in het profiel uitgevoerd.



Figuur 17

Bijdrage van verschillende bronnen (mest, depositie en/of bagger) aan de uitspoeling van Cd, Cu, Zn en Pb uit de wortelzone. De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de metingen bij locatie R4.

Het opbrengen van bagger kan de pH van de bovengrond beïnvloeden, door oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen kan zuur geproduceerd worden waardoor de pH van de bovengrond daalt (zie 4.3). Hieronder is het effect van de daling van de pH met 0,5 pH eenheid op zowel de accumulatie van zink in de wortelzone als op de uitspoeling van zink uit de wortelzone (bovenste 25 cm van de bodem). Een verlaging van de pH verhoogt de concentratie in het bodemvocht en daarmee de uitspoeling. Omdat de uitspoeling relatief klein is vergeleken met de metaalaanvoer door baggeren en bemesting, is het effect op de accumulatie van metalen in de wortelzone nihil (zie Figuur 18). De uitspoeling van Cu wordt heel weinig verhoogd omdat de verlaging van de pH maar een klein effect heeft op de concentratie van Cu in bodemvocht, dit effect is veel sterker voor Cd waar een duidelijke toename in de uitspoeling uit de wortelzone wordt berekend. Ook voor Zn en Ni neemt de uitspoeling bij lagere pH sterk toe (niet getoond).



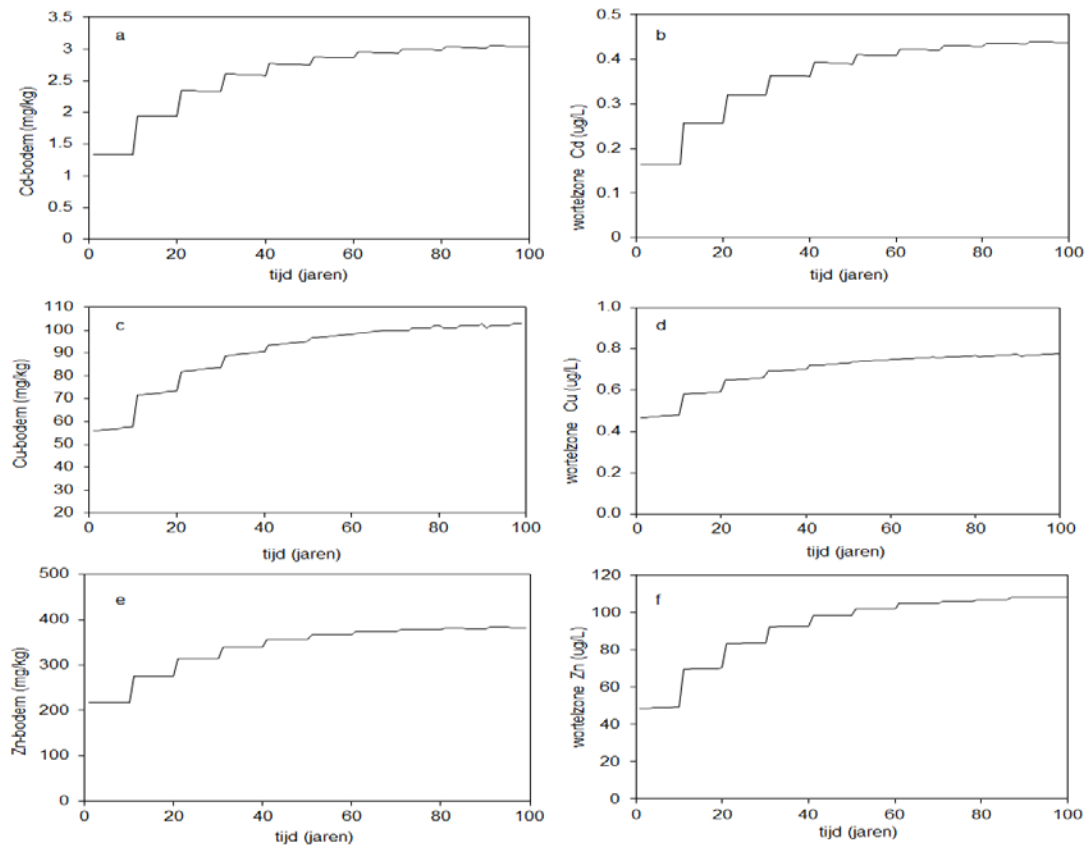
Figuur 18

Effect van de pH op accumulatie van (a) Cd en (b) Cu, en de uitspoeling van (c) Cd en (d) Cu uit de wortelzone. De rode lijn is voor de met 0.5 eenheid verlaagde pH (pH 5.3). De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de metingen bij locatie R4.

3.3.2 Accumulatie en uitspoeling bij verhoogde belasting

De voorgaande rekenvoorbeelden sluiten aan bij de in dit project gemeten kwaliteit van de bagger, er is gerekend met een site uit Rivierenland (R4) met de hoogste concentraties metalen in het sediment. Volgens het nieuwe bodembesluit zijn echter hogere concentraties metalen toegestaan. Daarom zijn ook berekeningen uitgevoerd met de verhoogde concentraties metalen in baggerspecie, die volgens het besluit mogen worden toegepast. De bovengrens van toe te passen baggerspecie wordt bepaald door de $msPAF_{\text{metalen}}$, een maat voor de toxiciteit van een mengsel verschillende metalen (zie ook hoofdstuk 5). Bagger mag worden verspreid tot een $msPAF_{\text{metalen}}$ van 50%. Cd blijkt nauwelijks bij te dragen aan de $msPAF_{\text{metalen}}$ (zie hoofdstuk 5.2). Omdat naast Cd ook altijd andere metalen in de bodem voorkomen (vooral de concentratie Zn is door geogene verwantschap sterk gecorreleerd met het gehalte Cd), is voor Cd gerekend voor een situatie waarin Zn de $msPAF_{\text{metalen}}$ bepaalt. Voor de berekeningen voor Cd en Zn is gerekend met een concentratie van 3 mg/kg d.s. Cd en 310 mg/kg d.s. Zn in de bagger. De $msPAF_{\text{metalen}}$ voor deze concentraties Cd en Zn is 31.6. Voor Cu is gerekend met een concentratie van 80 mg/kg d.s., de bijbehorende $msPAF_{\text{metalen}} = 41.4$. Uit de resultaten (Figuur 19) blijkt dat de concentratie van Cd in de bovengrond stijgt tot de concentratie van de bagger. Bij Cu en Zn is de uiteindelijke concentratie nog hoger dan in de bagger door de inputs van Cu en Zn met mest. De concentraties Cd en Zn stijgen tot het niveau van de LAC-waarde voor beweide grasland en akkerbouw op veen. Als bagger toegepast wordt met een nog hogere concentratie Cd, wat volgens het $msPAF$ criterium is toegestaan, zal de concentratie Cd in de bodem de LAC-waarde overschrijden. De concentraties voor Cu bij het gebruik van bagger met een maximale $msPAF$ blijft de concentratie in de bodem ruim beneden de LAC-

waarde. De uitspoeling van Cd vanuit de wortelzone stijgt nu duidelijk tot boven de norm voor oppervlaktewater, die van Zn ligt daar al vanaf het begin van de simulatie (uitgangssituatie) boven. De uitspoeling van Cd en Zn bij hogere, nog toegestane, concentraties van deze metalen in de op te brengen bagger is daarom een punt van aandacht. De uitspoeling van Cu uit de wortelzone blijft echter ruim onder de norm voor Cu in oppervlaktewater.



Figuur 19

Accumulatie van Cd, Cu en Zn in de bovengrond (linker figuren) en uitspoeling aan de onderkant van bagger met hogere concentraties Cd, Cu en Zn.

3.3.3 Uitspoeling van metalen via drains

De bodem is verticaal opgedeeld in bodemlaagjes. De berekeningen zijn uitgevoerd voor een gedraineerde bodem, omdat alle bodems in dit onderzoek gedraineerd bleken te zijn. Er is gebruik gemaakt van de hydrologie van het model STONE (ref.). In dit model wordt rekening gehouden met de verschillende verblijftijden van water en wordt gerekend met een gemiddelde verblijftijd. Water direct boven de drain zal snel uitspoelen en water tussen de drains doet er langer over. Er is gerekend met drains op één meter diepte. Met het opbrengen van bagger verandert echter het profiel van de bodem. Hier moet rekening mee gehouden worden bij de berekening van het transport van metalen in de bodem. We hebben drie opties onderscheiden waarvan de resultaten hieronder worden besproken. Bij de drie opties wordt de bagger aan de bovenkant van het profiel opgebracht en gemengd met de toplaag van de bodem van 15 cm voor grasland.

De drie opties verschillen voor de aanpassing van het profiel:

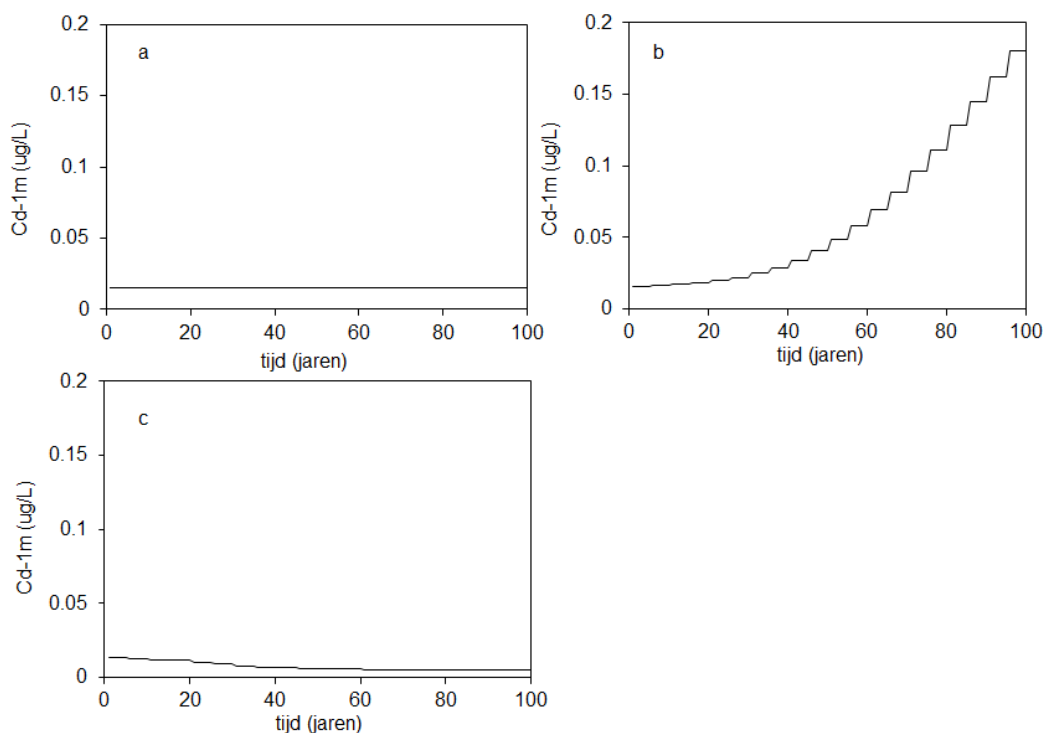
- A. Alleen de hoeveelheid metalen uit de bagger wordt aan de toplaag van de bodem toegediend. Er vindt geen toevoeging plaats van bodemmateriaal.
- B. Zowel bagger en metalen worden toegediend. Het bodemprofiel groeit aan met de hoeveelheid toegediend sediment uit de bagger. De drains blijven op één m onder het maaiveld (profiel schuift naar beneden).
- C. Ook in dit scenario worden zowel bagger en metalen toegediend. Het bodemprofiel groeit aan met de hoeveelheid toegediend sediment uit de bagger. In dit scenario komen de drains steeds dieper te liggen.

In optie A wordt er vanuit gegaan dat de toegediende bagger geen wezenlijke bijdrage levert aan de hoeveelheid bodemmateriaal in het profiel. Er wordt van uitgegaan dat de totale toegediende hoeveelheid bagger gelijk is aan de hoeveelheid bodem die afslibt naar het water of verdwijnt door de oxidatie van veen. In optie B wordt het profiel aangepast met de hoeveelheid ingekomen sediment. De drains blijven op één m liggen. Drains worden in dit scenario eenmaal in de tien jaar vervangen en dan weer op één m aangelegd. In de praktijk worden drains echter minder frequent worden vervangen. In optie C wordt het profiel na iedere keer baggeren aangepast (profiel groeit aan) en komen de drains steeds dieper te liggen.

In onderstaande figuur is de uitspoeling van Cd uit drains op één meter diepte voor de drie opties weergegeven. De figuur laat zien dat wanneer alleen gerekend wordt met de input van metalen uit de bagger (optie A) dit geen veranderingen geeft in de concentratie Cd die uitspoelt op één meter diepte, dit geldt ook voor de overige metalen. Bij optie B stijgt de uitspoeling sterk, bij deze optie blijven de drains op één meter liggen maar schuift het metaal profiel naar beneden en komt bodemmateriaal met hogere metaalconcentraties bij de drains te liggen. De toename in uitspoeling is niet het gevolg van de metalen die er met de bagger opgebracht zijn, maar het feit dat de bodem die aan de drains grenst steeds hogere metaalgehalten bevat. Bij optie C komen de drains steeds dieper te liggen en neemt de uitspoeling juist licht af. De drie opties zijn een versimpeling van wat er in de praktijk gebeurt.

Optie A lijkt het meest realistisch, omdat hier het bestaande profiel gehandhaafd blijft. Uit de berekeningen voor scenario A blijkt dat binnen een termijn van 100 jaar de uitspoeling niet zal stijgen als gevolg van de verhoogde metaal-inputs uit de bagger in kleigronden zoals in dit onderzoek zijn meegenomen. Een verklaring hiervoor is de sterke adsorptie van de metalen in kleigronden. Op langere termijn en bij voortduren van de belasting neemt de uitspoeling toe. Dit blijkt uit berekeningen door Spijker et al. (2009) die de uitspoeling van metalen uit de bovengrond naar het oppervlaktewater geëvalueerd hebben. Dit kan voor kleigronden honderden jaren duren. In veengronden en vooral zandgronden is de binding van metalen veel minder sterk en zal uitspoeling beduidend eerder kunnen optreden. Optie B wordt relevant als er een dikke laag bagger wordt toegepast zoals in een weilanddepot. De verhoging van het perceel kan vragen om een aanpassing van de drainage, waarbij de drains op korte afstand van de bagger komen te liggen.

In de berekeningen is geen rekening gehouden met de vastlegging van de metalen als sulfide in de ondergrond. Bij anaerobe omstandigheden, zoals in veen voorkomt, wordt sulfaat gereduceerd tot sulfide. Metaalsulfiden zijn zeer slecht oplosbaar en sulfidevorming voorkomt de uitspoeling van zware metalen (Harmsen et al., 2005).



Figuur 20

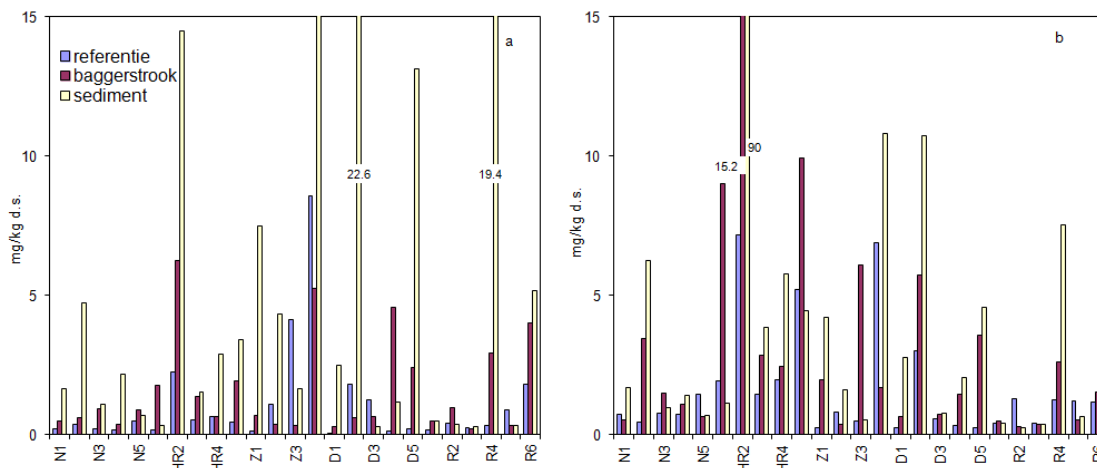
Uitspoeling van Cd voor drie opties A: alleen metalen optie 1); B: drains op één m (optie 2); C: aangroeiend profiel (optie 3).

- *Het achtergrondgehalte aan zware metalen is sterk bepalend voor het uiteindelijke gehalte aan zware metalen in de baggerstrook.*
- *In een beperkt aantal situaties is er een kleine verhoging meetbaar in de baggerstrook voor Zn en Pb door het verspreiden van bagger.*
- *De modellering laat zien dat voor koper baggeren niet de belangrijkste factor bij accumulatie is. De aanvoer van koper met mest is ook een factor van betekenis.*
- *Alleen voor de essentiële elementen Cu en Zn is gewasopname een afvoerterm van betekenis. De overige elementen accumuleren, omdat ook de hoeveelheid afgevoerd via het drainage water verwaarloosbaar is.*
- *De modellering laat zien dat verspreiden van hogere concentraties, terwijl de baggerspecie nog wel voldoet aan de msPAF-criteria zal leiden tot een verhoging van zware metalengehalten in de baggerstrook. Voor Cd is een overschrijding van de LAC-waarde en de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ in het bodemvocht mogelijk.*
- *Het actueel beschikbare gehalte aan zware metalen wordt beïnvloed door de pH. Door daling van de pH wordt de beschikbaarheid hoger, maar deze kan voor koper en molybdeen ook hoger worden door een stijging van de pH.*
- *Bij de omstandigheden op de locaties leidt verspreiden van bagger niet tot een overschrijding in het drainage-water van de $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$*
- *Modelberekeningen laten zien dat bij verspreiding van dunne lagen op kleigronden uitspoeling via de drains in de komende 100 jaar niet zal optreden. Bij zandgronden en veengronden zal uitspoeling eerder optreden en hoger zijn.*

3.4 Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK), totaal en beschikbaar

3.4.1 Totaal PAK-gehalten

De PAK gehalten zijn weergegeven in Figuur 21. In de monsters is ook gekeken naar het beschikbare PAK-gehalte met de Tenax-methode. De som van de gemeten fracties (snel beschikbaar, langzaam en residue) is ook een maat voor het PAK-gehalte en deze gehalten zijn ook weergegeven in Figuur 21⁵.



Figuur 21

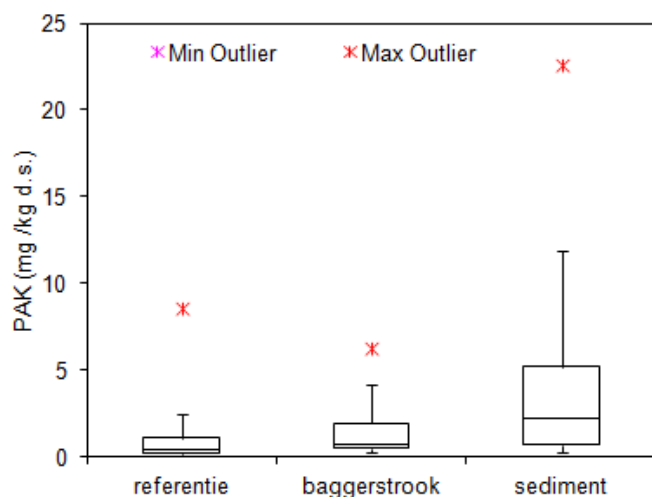
PAK-gehalten (10 van VROM): (a) gemeten gehalten, en (b) som fracties gemeten met de Tenax methode.

Figuur 21a laat zien dat de baggerspecie regelmatig een verhoogd gehalte bevat. In een aantal gevallen was het PAK-gehalte in de baggerspecie erg hoog. PAK kan voorkomen geadsorbeerd aan bijvoorbeeld kool- en teerdeeltjes, waardoor het moeilijk is een representatief monster in behandeling te nemen. De verhoogde gehalten komen echter ook voor bij de Tenax-resultaten. Ook bij PAK wordt er in een aantal gevallen een verhoogd achtergrondgehalte gemeten.

In meer dan de helft van de monsters bevat het sediment de meeste PAK. Meestal leidt dit ook tot een verhoging van de PAK-gehalten in de baggerstrook. Door gebruik te maken van een boxplot (Figuur 22 a) is dit goed te visualiseren. Het voordeel van een boxplot is dat de meest verhoogde gehalten worden beschouwd als uitschieter (twee voor de referentie, drie voor de baggerstrook en vijf voor het sediment). Ook het aantal uitschieters geeft al aan dat het sediment het meeste PAK bevat. De lijnen (de zogenaamde haarddraden) geven het 95% databereik. In de box (rechthoek staat de mediaan en de 25 en 75% percentielen. 75% van de waarnemingen liggen dus onder de bovenkant van de box.

⁵ De codes hebben betrekking op de herkomst van de monsters.

N = Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
HR = Hoogheemraadschap Rijnland
Z = Waterschap Zeeland
D = Waterschap Hollandse Delta
R = Waterschap Rivierenland

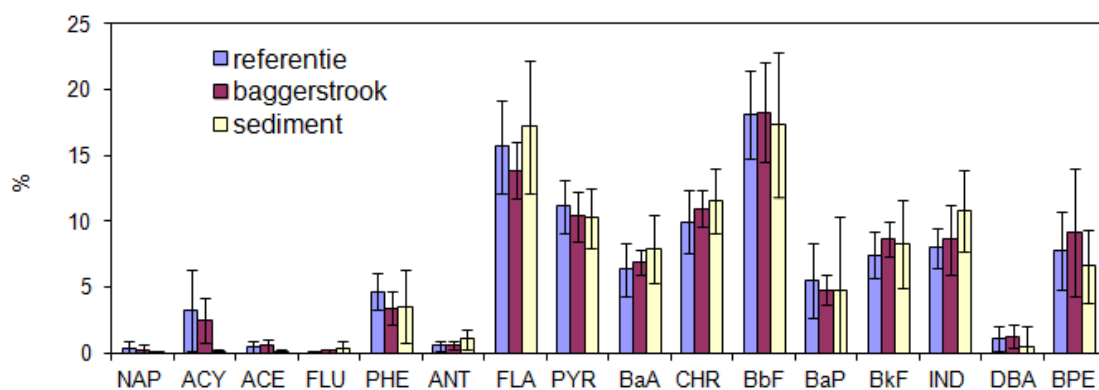


Figuur 22

Box plot van PAK-gehalten.

De referentie voldoet meestal aan de AW-2000 waarde van 1.5 mg/kg d.s. Zoals al vermeld zijn de sediment-gehalten vaak verhoogd. Dit leidt vervolgens tot een verhoging in de baggerstrook, waarbij gehalten boven de AW2000-waarde worden gemeten. Het verhoogde gehalte in de baggerstrook is in overeenstemming met het eerdere onderzoek op Goeree-Overflakkee.

De samenstelling van de PAK in de referentie, baggerstrook en sediment is vergelijkbaar (Figuur 13b). Voor de referentie en de baggerstrook werd dit ook verwacht, omdat de milieuomstandigheden hier zodanig zijn dat makkelijk afbreekbaar PAK (de lichtere PAK, links in Figuur 13b) grotendeels zullen zijn verdwenen. Sediment kan nog deze lichtere PAK bevatten. Figuur 13b laat echter zien dat ook de samenstelling van de PAK in het sediment vergelijkbaar is⁶. Dit duidt er op dat het sediment geen grote hoeveelheid makkelijk afbreekbaar PAK bevat. Hierop wordt teruggekomen in hoofdstuk 3.4.2 over de biobeschikbaarheid van PAK.



Figuur 23

Samenstelling van de PAK in de onderzochte monsters (gemiddelden en standaardafwijkingen).

⁶ Het acenaphtylene gehalte (ACY) van sediment wijkt wel af. Deze PAK kan echter minder reproduceerbaar worden gemeten. Acenaphtylene maakt geen deel uit van de tien van VROM.

3.4.2 Beschikbare PAK-gehalten

In alle monsters is met de Tenax-methode het biobeschikbare gehalte gemeten. Onderscheid kan worden gemaakt in:

- Snel afbreekbaar PAK (desorptie bij 20 °C). Deze PAK wordt na het op de kant zetten in enkele maanden zijn afgebroken.
- Langzaam afbreekbare PAK (volgende desorptie bij 60 °C). Voor afbraak van deze PAK is ca. vijf jaar nodig.
- Zeer langzaam afbreekbare PAK (nog aanwezig residu na desorptie). Enkele tientallen jaren kunnen nodig zijn voor afbraak.

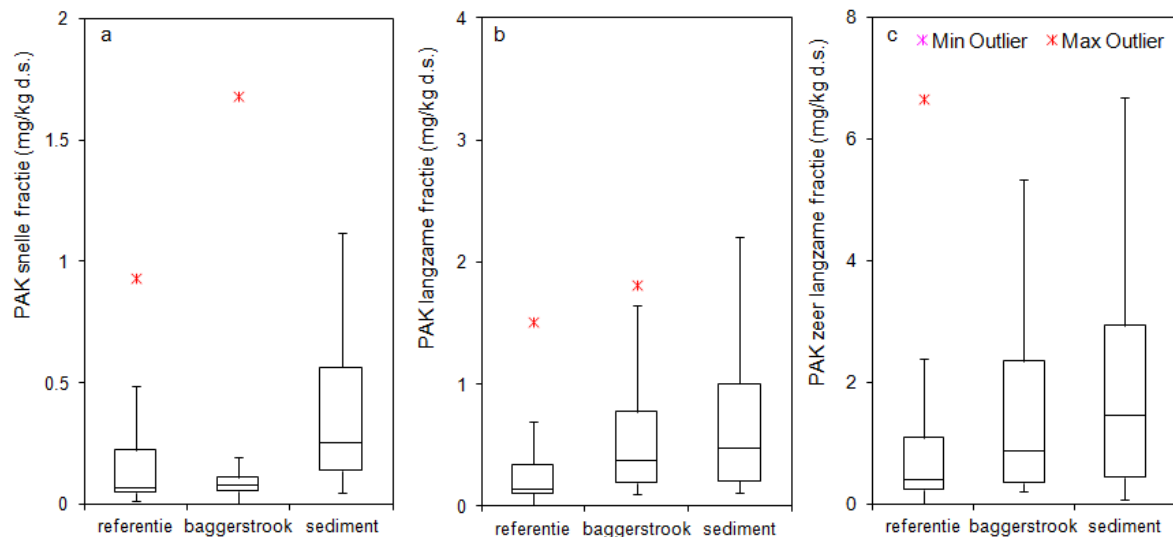
De hoeveelheid snel afbreekbaar PAK blijkt in alle monsters relatief klein te zijn (tabel 7). In deze tabel zijn de fracties als percentage uitgedrukt.

Tabel 7

Verschillende fracties van PAK (%) gemeten met TENAX.

	Referentie		Baggerstrook		Sediment	
	Gemiddeld	Mediaan	Gemiddeld	Mediaan	Gemiddeld	Mediaan
Snel	17,1	9,9	9,4	5,9	15,5	12,5
Langzaam	23,7	18,6	26,8	24,5	25,8	25,5
Zeer langzaam	59,2	65,0	66,0	65,6	58,7	62,4

Uitgaande van de mediaan (minder gevoelig voor uitschieters) is de snel beschikbare fractie het grootst in het sediment, een situatie die ook in de lijn van de verwachting ligt. De snel afbreekbare fractie is echter wel klein en de ervaring is dat in sedimenten ook grotere snelle fracties worden gemeten. In het onderzoek op Goeree Overflakkee (Harmsen, 2004) werden snel afbreekbare fracties gemeten van 8,8, 14,5, 41, 47 en 71%. Een verklaring hiervoor is dat het hier niet gaat om een 'verse' PAK-verontreiniging. De PAK zit al langer in het systeem en de snelle PAK is daardoor sterke gesorbeerd of biologisch afgebroken. In de boxplots (Figuur 24) zijn de absolute gehalten van de verschillende fracties uitgezet. Figuur 24 laat zien dat het verhoogde PAK-gehalte in het verspreide sediment van invloed is op de kwaliteit van de baggerstrook. Vooral de langzame en zeer langzame PAK zijn verhoogd. De lagere snelle fractie PAK in de baggerstrook kan zijn veroorzaakt door een grotere biologische activiteit door baggeren waardoor deze PAK is afgebroken door aanwezige micro-organismen.



Figuur 24

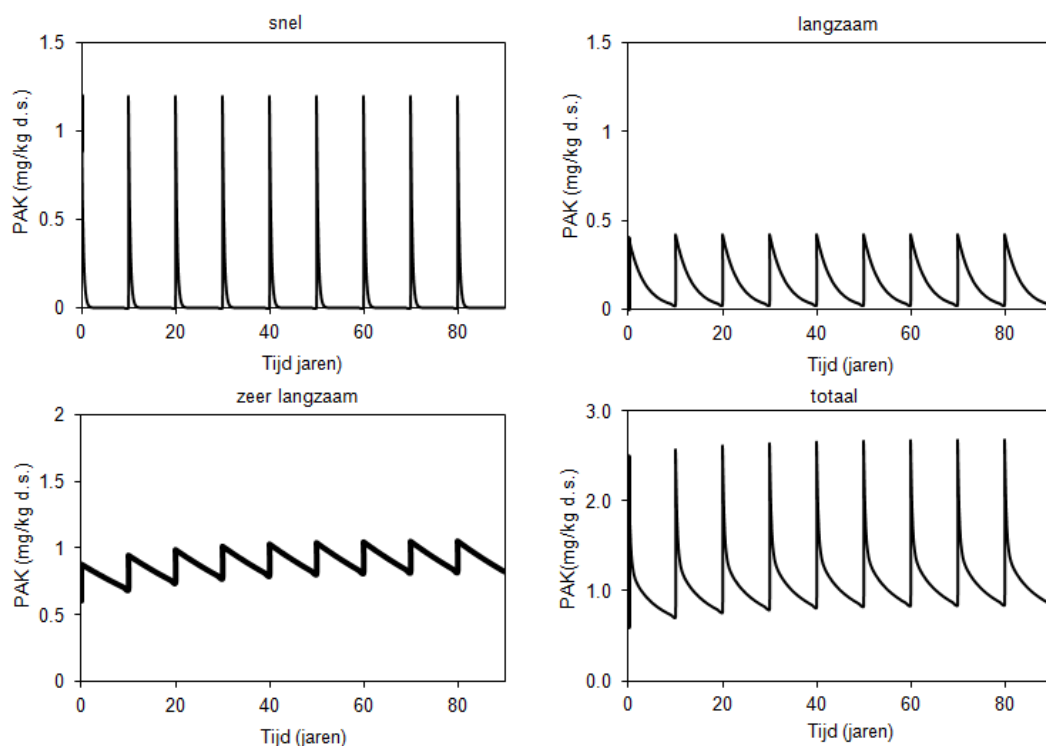
Boxplots van (a) snel, (b) langzaam en (c) zeer langzaam PAK in de referentie, baggerstrook en sediment.

3.5 Modelling van PAK

3.5.1 Theoretisch benadering PAK-accumulatie

Basis scenario

In dit hoofdstuk zijn voor een aantal theoretische situaties doorerekend om te laten zien wat de invloed van de verschillende factoren is op de accumulatie van PAK. Dit is gedaan om te laten zien hoe de PAK-gehalten veranderen bij het toegepaste baggerregiem. Het PAK-gehalte neemt toe direct na baggeren en neemt vervolgens weer af door de biologische afbraak. Er wordt hierbij uitgegaan van één maal per tien jaar baggeren en de natte bagger verspreiden in een laag van 10 cm, dit resulteert in 5 cm droge bagger. De bagger wordt later ingewerkt en gemengd met de onderliggende 20 cm bodem. Er is uitgegaan van een PAK-gehalte van 10 mg/kg d.s. Dit was de bovengrens (klasse 2) van verspreidbare bagger. De 10 mg PAK/kg d.s. in de baggerspecie is verdeeld over snel, langzaam en zeer langzaam in de verhouding (%), 60/20/20. Deze verdeling is gebaseerd op de waarnemingen bij het depot Smoutjesweg van Waterschap Rivierenland (Harmsen en Zweers, 2005). De snelle fractie is groter dan weergegeven in tabel 7. De oorspronkelijke bodem bevat 0.6 mg PAK (achtergrondgehalte en hiervan is aangenomen dat deze PAK zeer langzaam afbreekbaar is. In landbouwbodems zijn de snel en langzaam afbreekbare fracties klein, gezien de goede omstandigheden voor biologische afbraak.



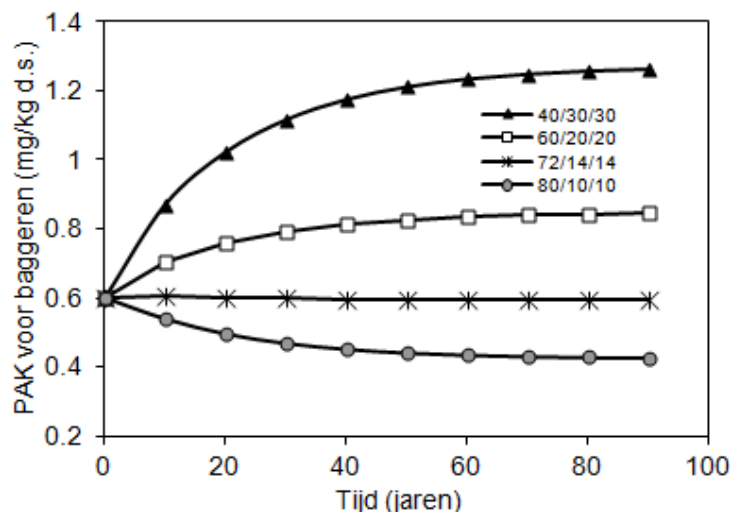
Figuur 25

Verloop van het PAK-gehalte in de bodem na verspreiden van baggerspecie op een maisperceel. 10 cm bagger, baggerfrequentie 10 jaar. PAK in de bagger 10 en PAK in de bodem 0.6 mg/kg d.s.

Uit Figuur 25 blijkt dat snel afbreekbaar PAK snel verdwijnt en 90% is binnen drie maanden verdwenen. Ook de langzaam afbreekbare fractie is afgebroken voordat er opnieuw wordt gebaggerd. De zeer langzaam afbreekbare fractie wordt bepalend voor het gehalte in de bodem. Het gehalte stabiliseert tot een nieuw evenwichtsgehalte waarbij de aanvoer in evenwicht is met de afvoer.

Het model suggereert dat er net voor de volgende verspreiding van bagger alleen zeer langzaam afbreekbare PAK gemeten zal worden. Dit is onjuist, omdat er een herverdeling optreedt. Alle PAK die binnen drie maand na monstername zal afbreken, wordt met de TENAX-methode al snel geassocieerd en alle PAK die binnen zes jaar afbreekt als langzaam.

In Figuur 26 is weergegeven wat het effect is van de grootte van de zeer langzaam afbreekbare fractie. Als deze fractie klein is (10%) gaat het PAK-gehalte in de bodem op de duur dalen, omdat er minder wordt aangevoerd dan wordt afgebroken. De situatie met 20% is de situatie uit Figuur 25, waarbij het gehalte stabiliseert op 0,84 mg/kg d.s. Bij een grotere zeer langzaam afbreekbare fractie (30% of 3 mg/kg d.s.) stabiliseert het gehalte op het niveau van 1,26 mg/kg d.s. Een evenwichtssituatie waarbij geen accumulatie optreedt, wordt verkregen als 14% van de PAK of 1.4 mg/kg d.s. zeer langzaam afbreekbaar is.



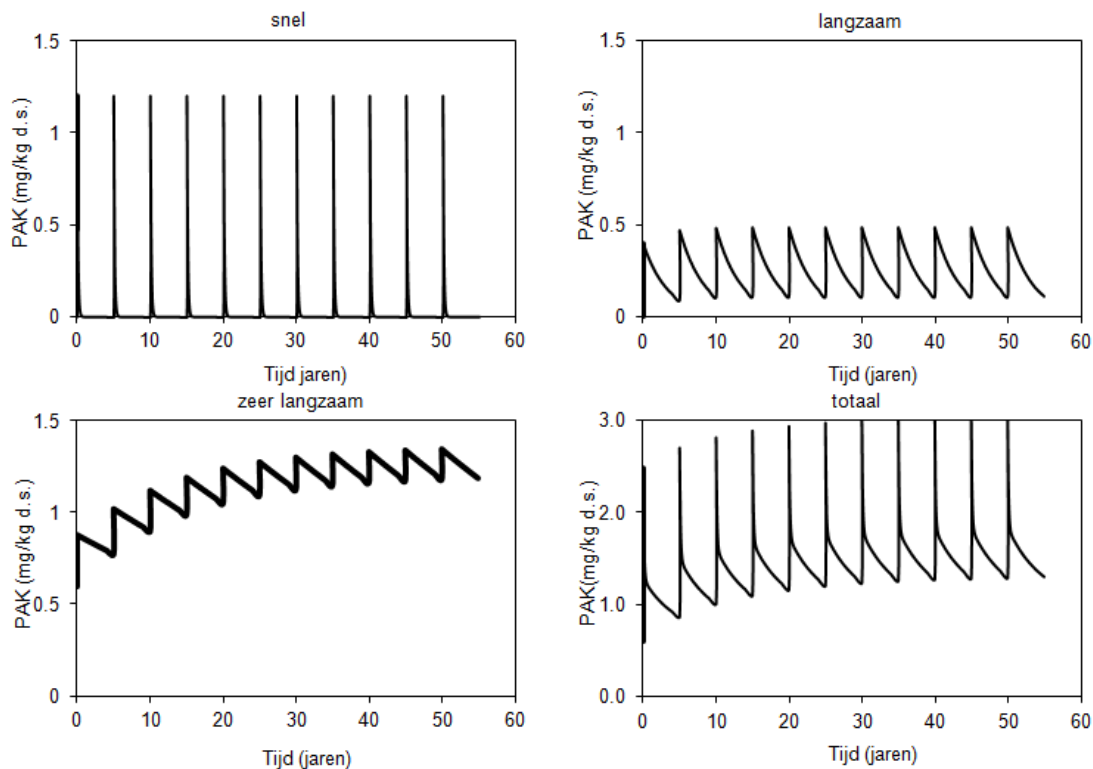
Figuur 26

Accumulatie van het PAK-gehalte in de bodem na verspreiden van baggerspecie op een maïsp perceel. 10 cm bagger, baggerfrequentie tien jaar. PAK in de bagger tien en PAK in de bodem 0.6 mg/kg d.s. De code 80/10/10 slaat op de grootte in procenten van respectievelijk de snel, langzaam en zeer langzaam afbreekbare fractie.

In baggerspecie kan snel afbreekbare PAK aanwezig zijn, zeker als er sprake is van een verse verontreiniging. Het is mogelijk dat de zeer langzaam afbreekbare fractie groter is zoals waargenomen bij metingen op Goeree-Overflakkee (Harmsen, 2004). Er zijn hier ook zeer langzaam beschikbare fracties van 65% gemeten. Ook in dit onderzoek zijn de zeer langzaam afbreekbare fracties van deze grootte-orde. Bij een PAK-gehalte van 10 mg/kg d.s. en 65% zeer langzaam afbreekbaar, leidt dit uiteindelijk tot een accumulatie en een PAK-gehalte in de baggerstrook van 2,7 mg/kg d.s.

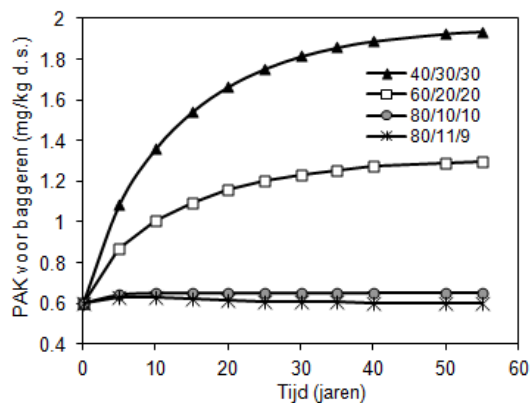
Invloed hoeveelheid bagger en baggerfrequentie

Bij een grotere hoeveelheid bagger is er logischerwijs een grotere accumulatie aan stoffen. Figuur 27 geeft het PAK-gehalte voor dezelfde situatie als in Figuur 25, maar met een frequentie van vijf jaar in plaats van tien jaar, dus met twee keer zoveel bagger. De periode van vijf jaar is tekort om alle langzaam afbreekbare PAK af te breken en er treedt ook voor deze fractie een kleine accumulatie op, maar ook nu wordt de accumulatie hoofdzakelijk bepaald door de langzaam afbreekbare fractie. Omdat de hoeveelheid verspreide bagger nu is verdubbeld is ook de accumulatie groter.



Figuur 27

Verloop van het PAK-gehalte in de bodem na verspreiden van baggerspecie op een maïspancel. 10 cm bagger, baggerfrequentie vijf jaar. PAK in de bagger 10 mg/kg d.s. en PAK in de bodem 0.6 mg/kg d.s.



Figuur 28

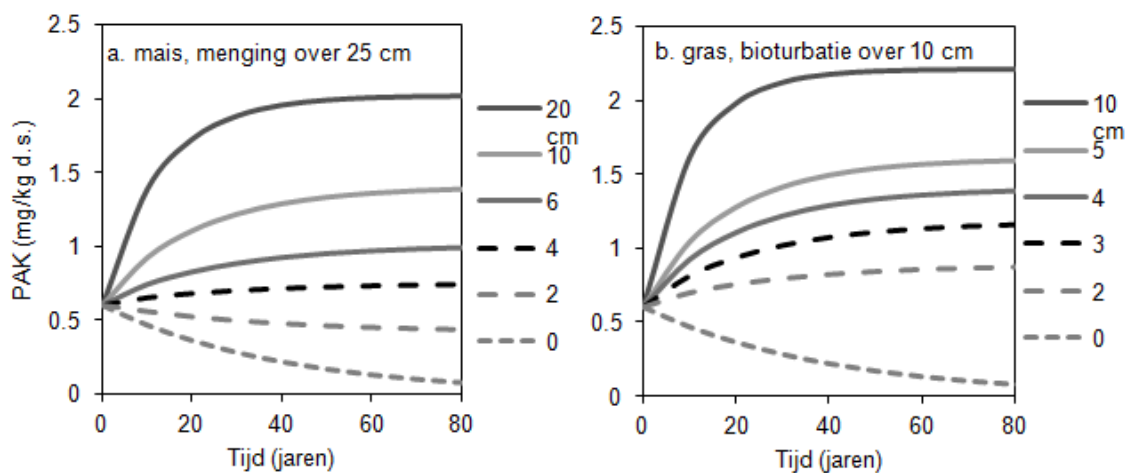
Accumulatie van het PAK-gehalte in de bodem na verspreiden van baggerspecie op een perceel. 10 cm bagger, baggerfrequentie vijf jaar. PAK in de bagger 10 en PAK in de bodem 0,6 mg/kg d.s.

Invloed dikte baggerlaag

Een belangrijke variabele is de dikte van de baggerlaag. Voor deze simulatie zijn twee situaties onderscheiden (Figuur 32):

- Verspreiden op bouwland (mais). Na verspreiden wordt er geploegd, waardoor de bagger wordt opgemengd over een diepte van 25 cm.
- Verspreiden op grasland. Hierop wordt niet geploegd en het gras groeit door de bagger heen. Door bioturbatie en ook door betreden van vee mengt de bagger langzaam met de bovenste 10 cm van de bodem.

Omdat alleen het effect van baggeren is gesimuleerd, daalt het PAK-gehalte als er geen bagger wordt verspreid. In dit scenario is 2 mg/kg d.s. zeer langzaam afbreekbaar. Bij grotere laagdikten wordt de AW2000-waarde overschreden. Alleen bij kleine laagdikten leidt de accumulatie niet tot overschrijden van de AW2000-waarde.



Figuur 29

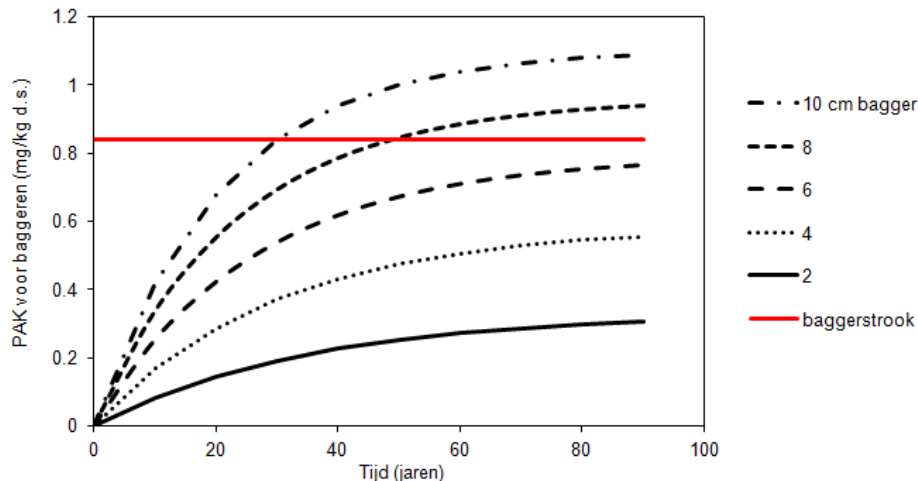
Invloed van de natte baggerlaagdikte (cm) op de accumulatie van PAK, bij gebruik van bagger met een gehalte van 10 mg/kg d.s., en een gelijke verdeling over de fracties.

3.5.2 Toepassing van model op gemeten PAK-gegevens

Het model beperkt zich tot aanvoer van PAK via de bagger en opvolgende biologische afbraak. Dit model verklaart niet de PAK-concentratie op de referentielocatie. Het achtergrond-gehalte PAK dat hier aanwezig is, is aangevoerd via andere routes, vooral via de lucht. Afhankelijk van de plek en de ligging t.o.v. bronnen kan een verschillend achtergrondgehalte worden gemeten. De AW2000-waarde in Nederland is 1.5 mg/kg d.s., dit betekent dat in 95% van de bodems het PAK-gehalte lager is dan deze waarde.

Voor de toepassing van het model is gebruik gemaakt van de waarde van de box-plot waaraan 75% van de gemeten waarden voldoen. Dit is de bovenkant van de box (zie Figuur 24). Deze waarden zijn voor de referentie, de baggerstrook en het sediment respectievelijk 1,10; 1,94 en 5,17 mg/kg d.s. De gebruikte waarde voor de referentie voldoet aan AW2000, maar is wel verhoogd t.o.v. niet-belaste gebieden. De mediaan van de referentie is 0,41 mg/kg d.s., dit vergelijkbaar is met achtergrondgehalten in weinig belaste landbouwkundige gebieden op Goeree-Overflakkee (Harmsen, 2004), Polen en Engeland (Maliszewska-Kordybach, 2000).

In de hier gepresenteerde berekening is er van uitgegaan dat door de belasting via de lucht het gehalte op de referentie constant blijft. In de modellering is dit gerealiseerd door de waarde van de referentie af te trekken van zowel de waarde van de baggerstrook als die van het sediment. Als scenario is een baggerfrequentie van eens in de tien jaar gebruikt. Figuur 30 geeft de accumulatie van PAK op de baggerstrook veroorzaakt door het baggeren weer bij verschillende laagdikten van verspreide bagger. De waarde 0,84 geeft de huidige accumulatie als gevolg van het verspreiden van bagger weer.



Figuur 30

Modellsimulatie van de accumulatie van PAK bij verschillende laagdikten bagger uitgaande van gemeten gegevens (zie tekst).

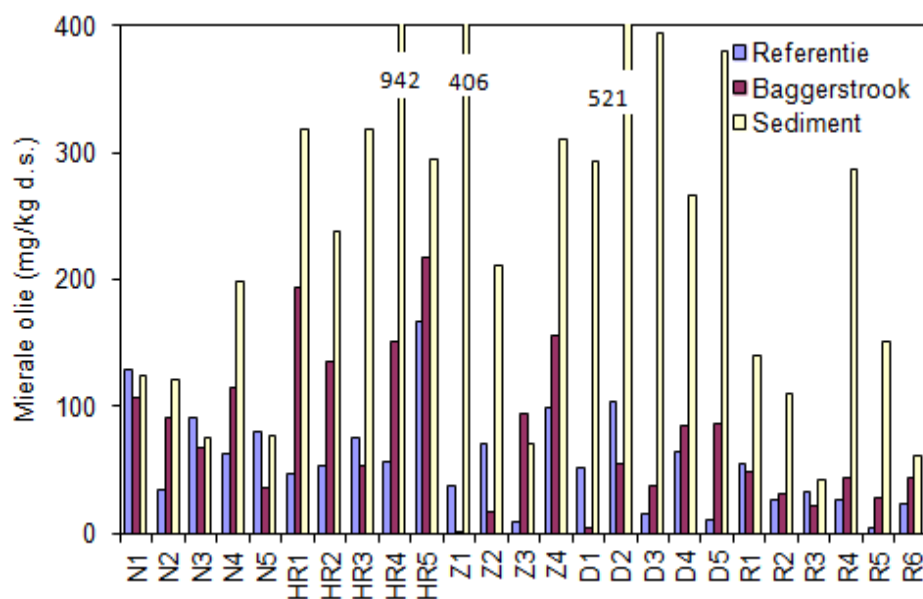
Bij het gebruik van de dikste laag bagger wordt de waarde van 0,84 al na drie keer baggeren bereikt. Belangrijke conclusie uit deze figuur is ook dat er na vijf maal baggeren stabilisatie van het gehalte begint op te treden. Het is aannemelijk dat de bagger al zeker 50 jaar een verhoogd PAK-gehalte bevat en er al minstens vijf maal baggerspecie met een verhoogd PAK-gehalte is verspreid. Het is dus niet te verwachten dat dat het PAK-gehalte op de baggerstrook nog verder zal stijgen. De waarde van 0,84 mg/kg d.s. wordt bereikt bij een verspreide laagdikte, die tussen de zes en acht cm ligt, dit is een realistische waarde.

In dit scenario zorgt de baggeractiviteit voor een bijdrage in het PAK-gehalte van 0,84 mg/kg d.s. Deze PAK is zeer langzaam beschikbaar en zal daarom niet veel bijdragen aan het risico. Uitgaande van het model komt van de zeer langzame fractie jaarlijks 2,5% vrij en wordt dus automatisch de snelle fractie en wordt in dat jaar afgebroken. Of de accumulatie zal leiden tot een overschrijding van de AW2000-waarde is afhankelijk van de overige belasting. In dit scenario is het gehalte in de referentie van 1,10 mg/kg d.s. het gevolg van de achtergrond belasting. De activiteit van baggeren geeft dan een overschrijding van de AW2000-waarde. Uitgaande van de mediaan van 0.41 mg/kg d.s. wordt de AW2000-waarde niet overschreden.

- PAK kan accumuleren in de bodem als de afbraak kleiner is dan de aanvoer, dit het geval bij hogere PAK-gehalten en grotere laagdikten. De accumulatie wordt bepaald door de zeer langzaam afbreekbare fractie PAK. De grootte van deze fractie kan worden geschat met de Tenax methodiek.
- Er vanuitgaande dat er al minstens vijf maal bagger met een verhoogd PAK-gehalte is verspreid is verdere accumulatie door het verspreiden van baggeren niet te verwachten als de verspreide laagdikte niet dikker is dan 6-8 cm en de zeer langzaam afbreekbare PAK kleiner is dan 3.3 mg/kg d.s.

3.6 Minerale olie-gehalten

Minerale olie is een zeer veel voorkomende verontreiniging. Verspreidbare bagger mag ook vrij veel minerale olie bevatten (3000 mg/kg d.s.). De AW2000-waarde voor minerale olie is 190 mg/kg d.s. en de referentiemonsters voldoen hieraan. Vijftien van de 25 sedimentmonsters zijn hoger dan de AW2000-waarde, maar wel lager dan de grens voor verspreiding en worden dus als verspreidbaar geclassificeerd. Twee van de 25 baggerstrookmonsters zijn net iets hoger dan de AW2000-waarden, maar als wordt gecorrigeerd met het organische stofgehalte zijn ze wel lager dan de AW2000-waarde. Geredeneerd vanuit de normstelling is er dus geen probleem met minerale olie op de bemonsterde locaties. Hierbij moet worden aangetekend dat de minerale oliegehalten gemeten in het sediment ruimschoots onder de toetsingswaarde van 3000 mg/kg d.s. liggen.

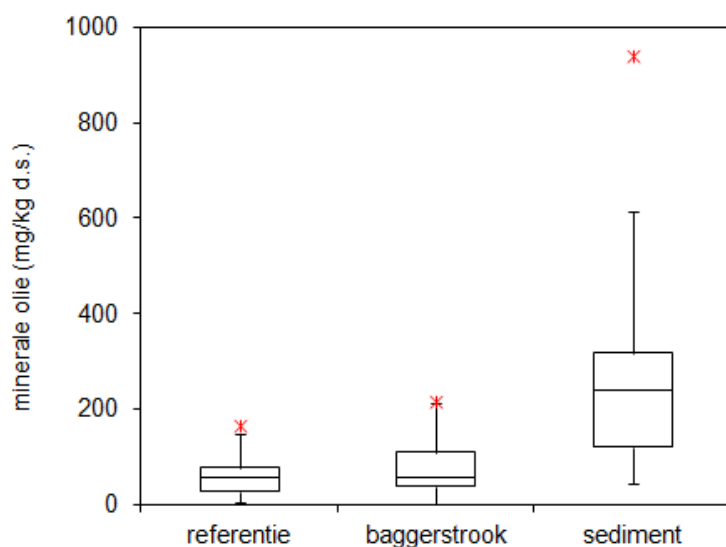


Figuur 31

Minerale olie-gehalten in bemonsterde locaties.

Uit de box-plot met dezelfde data kan worden geconcludeerd dat het verhoogde oliegehalte in de sedimentmonsters leidt tot een verhoging van het oliegehalte in de baggerstrook. Het is slechts een kleine verhoging. De 75-percentiel waarde in de baggerstrook wordt 107 mg/kg d.s. tegen 75 mg/kg d.s. in de referentie (de 75-percentielwaarde van de sedimentmonsters is 318 mg/kg d.s.). Het is waarschijnlijk dat de minerale olie in de verspreide baggerspecie is afgebroken. Net als PAK is minerale olie afbreekbaar onder de in de baggerstrook heersende condities (Harmsen, 2004).

Bij minerale olie wordt onderscheid gemaakt in kookfracties. In dit onderzoek is onderscheid gemaakt in de fractie C_{10} - C_{16} , C_{16} - C_{21} en C_{21} - C_{40} . Vooral de eerste twee fracties worden verantwoordelijk gesteld voor (eco)toxicologische effecten (Verbruggen et al., 2008). De minerale olie in de bagger bestaat voor het grootste deel uit de minder vluchtige fractie ($90.3 \pm 6.3\%$). De twee lichte fracties, C_{10} - C_{16} en C_{16} - C_{21} maken respectievelijk $5.5 \pm 6.1\%$ en $4.0 \pm 3.5\%$ van het totaal uit. Ook in de referentie- en baggerstrookmonsters bestond de minerale olie hoofdzakelijk uit de fractie C_{21} - C_{40} (resp. $88 \pm 23\%$ en $84 \pm 24\%$). Door het lage gehalte was bij deze monsters de meting van de vluchtige gehalten minder betrouwbaar.



Figuur 32

Box plot van gemiddelde minerale olie-gehalten in bemonsterde locaties.

De gemeten waarden kunnen worden vergeleken (tabel 8) met de MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico⁷, afgeleid door Verbruggen et al. (2008). Zij gaan uit van de fracties C₁₀-C₁₆ en C₁₆-C₂₁. Zij maken ook nog onderscheid in de alifatische en aromatische fracties, maar voor dit onderzoek is het voldoende te weten dat de alifatische fractie in baggerspecie ongeveer tien maal zo groot is als de aromatische fractie in baggerspecie (Zweers en Alderink, 2007).

Tabel 8

Vluchtige fracties van minerale olie; vergelijking van MTR en gehalten.

		C ₁₀ -C ₁₆ (mg/kg d.s.)	C ₁₆ -C ₂₁ (mg/kg d.s.)
MTR	Alifatische fractie	16,4	- *)
	Aromatische fractie	6,6	4,7
Aanwezig gebaseerd op gemeten verdeling	Maximaal gemeten gehalte in baggerstrook, 218 mg/kg d.s.	10,9	10,9
	Maximaal gemeten gehalte in sediment 942 mg/kg d.s.	47	47
	Maximaal verspreidbaar gehalte, 3000 mg/kg d.s.	150	150

*) Door de kleine oplosbaarheid van deze fractie kon geen MTR worden afgeleid door Verbruggen et al. (2008). Toxiciteit van deze fractie is veel kleiner dan van C₁₀-C₁₆.

⁷ Waarde die aangeeft bij welk blootstellingsniveau of bij welke concentratie in een bepaald compartiment het risico voor mens, plant of dier maximaal toelaatbaar wordt geacht. Er zijn MTR-waarden voor het ecosysteem en voor de mens afgeleid. De vermelde MTR-waarden zijn voor het ecosysteem. Voor het ecosysteem is het MTR gelijk aan de concentratie per stof in een bepaald compartiment waarbij theoretisch 5% van de soorten schade kan ondervinden (dat is hetzelfde als het 95% beschermingsniveau) (www.helpdeskwater.nl/).

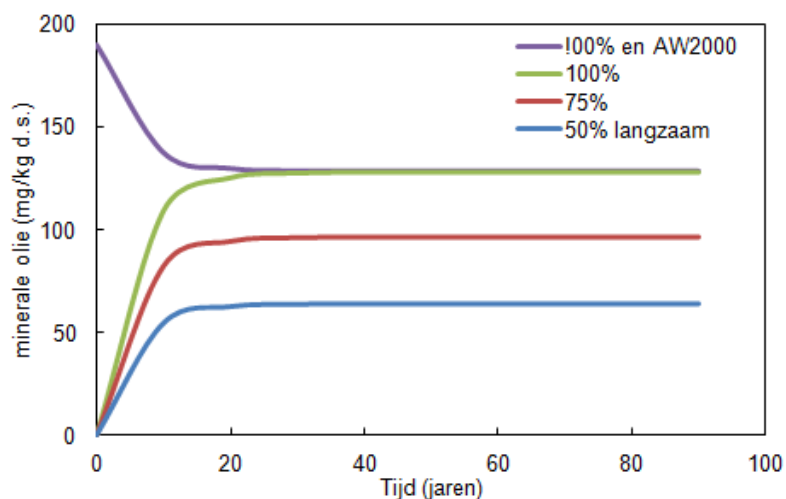
Uit tabel 8 en uitgaande van bovenstaande veronderstellingen, zijn de concentraties van de lichte fracties gemeten in de referenties en de baggerstrook kleiner dan de MTR-waarden. In het sediment kunnen de gehalten wel hoger zijn, zeker bij het maximaal toelaatbare gehalte van 3000 mg/kg d.s. Direct na verspreiding kunnen er dan ecologische risico's bestaan. Na menging met de ondergrond (akkerbouw) voldoen de genomen monsters voldoen aan de MTR (10 cm bagger = factor 5 verdunning). Op grasland is de verdunning minder en mengen duurt langer (bioturbatie), waardoor er na verspreiding rekening moet worden gehouden met ecologische risico's.

3.7 Modelleren minerale olie

3.7.1 Theoretisch benadering minerale olie-accumulatie

Minerale olie bestaat uit een mengsel van koolwaterstoffen. Koolwaterstoffen zijn meestal afbreekbaar, maar de mate van afbraak verschilt per component. De meest vluchtige (met koostolstofatomen per molecuul tot ca. 21 (C_{21})) en n-alkanen zijn het makkelijkst afbreekbaar en voor de minder vluchtige (C_{21} - C_{40}) is meer tijd nodig. Er kunnen twee verschillende afbreekbare fracties worden onderscheiden, snel en langzaam afbreekbaar (Harmsen, 2004). Een zeer langzaam afbreekbare fractie, zoals bij PAK is niet herkenbaar. De afbraak kan worden beschreven met een som van twee eerste-orde afbraaktermen (analoog aan vergelijking 4) met afbraakcoëfficiënten van 9.2 en 0.17 jaar⁻¹ voor respectievelijk de snel en langzaam afbreekbare fractie. Een afbraakcoëfficiënt van 0.17 jaar⁻¹ betekent dat na tien jaar 82% van de minerale olie is afgebroken, na nog eens tien jaar is al 97% van de minerale olie afgebroken. De langzaam afbreekbare fractie kan dus zorgen voor een kleine accumulatie. Het is nog niet mogelijk om de snel afbreekbare fractie te voorspellen met een meting. Recent onderzoek van Hund-Rinke en Tertyze (2011) laat zien dat de methode waarbij een oplossing van cyclodextrin wordt gebruikt veel belovend is om deze fractie te kunnen voorspellen. In het hier beschreven onderzoek was het toepassen van deze methode nog niet mogelijk. Minerale olie in waterbodembodem bestaat grotendeels uit minder vluchtige koolwaterstoffen, waardoor de langzaam afbreekbare fractie relatief groot is.

In Figuur 33 is weergegeven hoe groot de accumulatie is bij het verspreiden van bagger met de maximale hoeveelheid minerale olie (3000 mg/kg d.s.). Er is gerekend met respectievelijk 50, 75 en 100% langzaam afbreekbaar. De maximale accumulatie is 128 mg/kg en dit is vergelijkbaar met de AW2000-waarde van 190 mg/kg d.s. De bovenste lijn in Figuur 33 geeft wat de accumulatie is als de achtergrond-concentratie mee wordt genomen. Deze lijn laat zien dat de achtergrond-concentratie geen effect heeft op de uiteindelijke concentratie, omdat in het model deze olie ook wordt afgebroken. Het is echter de vraag of dit laatste terecht is. Bij de meting van olie in de bodem wordt ook een deel van de organische stof mee-geëxtraheerd. Via een clean-up wordt het ook weer verwijderd, maar een deel wordt toch meebepaald als zijnde minerale olie. Dit is hoogst waarschijnlijk medebepalend voor het achtergrond-gehalte. In organisch rijke bodems worden dan ook vaak hogere achtergrondgehalten gemeten. De AW2000-waarde is gebaseerd op gemeten gehalte en dus een som van mee-geëxtraheerde organische stof en antropogene minerale olie. Volledige afbraak hiervan is hoogst waarschijnlijk niet terecht. Uit deze modellering kan wel worden geconcludeerd dat de minerale olie in baggerspecie op langere termijn niet zorgt voor een verslechtering van de bodemkwaliteit.

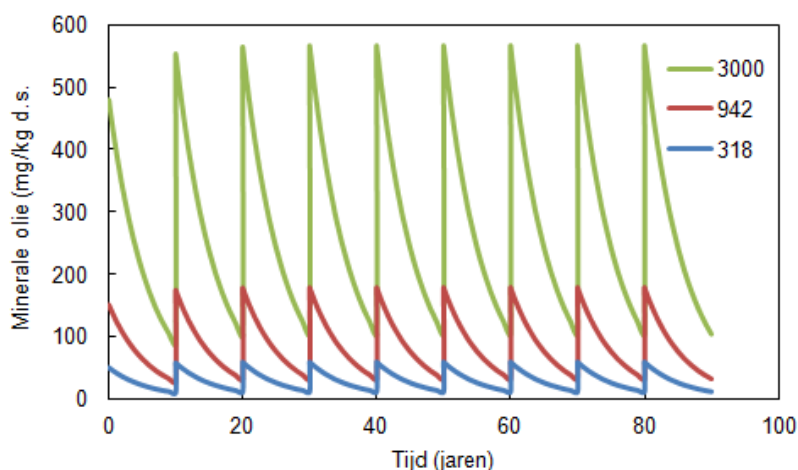


Figuur 33

Modelsimulatie van de accumulatie van minerale olie bij verschillende langzaam afbreekbare fracties minerale olie. Eén maal per tien jaar wordt een laag van 10 cm baggerspecie verspreid en ingewerkt. Kwaliteit bagger 3000 mg/kg d.s. minerale olie.

3.7.2 Toepassing van model op gemeten minerale oliegegevens

De gegevens in 3.6 laten zien dat het verspreiden van bagger heeft geleid tot een kleine verhoging van het minerale oliegehalte. De 75-percentielwaarde in de box-plot was 107 mg/kg d.s. voor de baggerstrook en 75 mg/kg d.s. in de referentie. 32 mg/kg d.s. kan dus worden verklaard door het verspreiden van bagger. Uitgaande van gehalten van 318 en 942 mg/kg d.s. (respectievelijk 75-percentielwaarde en hoogst gemeten waarde) en de laagdikte van 8 cm bagger geconcludeerd in 7.1.2 is Figuur 34 verkregen. Er is er van uitgegaan dat alle olie in de baggerspecie langzaam afbreekbaar is. Voor de beide situaties is de accumulatie van minerale olie respectievelijk 11 en 33 mg/kg d.s. Deze waarden komen goed overeen met de uit de box-plot geëxtraheerde waarde van 32 mg/kg d.s. Ter vergelijking is ook de situatie weergegeven met een baggerkwaliteit van 3000 mg/kg d.s. De accumulatie in deze situatie is 103 mg/kg d.s.



Figuur 34

Het verloop van het minerale olie-gehalte toegevoegd in verspreide baggerspecie bij verschillende concentraties minerale olie in de bagger. Verspreiden van 8 cm natte bagger per tien jaar en inwerken in de bodem.

Figuur 34 geeft ook het verloop van de minerale olie-concentratie direct na het verspreiden van de bagger. Bij de gehalten van 318 en 942 mg/kg d.s. leidt verspreiden niet tot hoge gehalten ten opzichte van de AW2000-waarde. De maximale waarde van 3000 mg/kg d.s. geeft echter wel hoge piekgehalten. Gehalten die nog hoger worden bij verspreiden op grasland, omdat dan uiteindelijk wordt gemengd met de tien onderliggende centimeters. Direct na verspreiding is er contact met de baggerspecie. Een gehalte van 3000 mg/kg d.s. kan dan wel eens bezwaarlijk zijn voor grazend vee. Ter vergelijking, de maximale waarde voor wonen is 190 mg/kg d.s.(=AW2000), de maximale waarde voor de industrie is 500 mg/kg d.s. en de interventiewaarde is 5000 mg/kg d.s.

- *Na verspreiden van bagger is accumulatie van minerale olie in de bodem meetbaar. De gemeten gehalten zijn echter laag.*
- *De meest vluchtige fractie (C_{10} – C_{21}) van minerale olie in alle monsters was laag, waardoor er geen toxische effecten te verwachten zijn.*
- *De afbreekbaarheid van minerale olie is zodanig dat bij het verspreiden van het maximaal toelaatbare gehalte van 3000 mg/kg d.s. de accumulatie beperkt blijft. Een dergelijk gehalte kan echter wel direct na verspreiden een risico opleveren (begrazing, vluchtige verbindingen).*

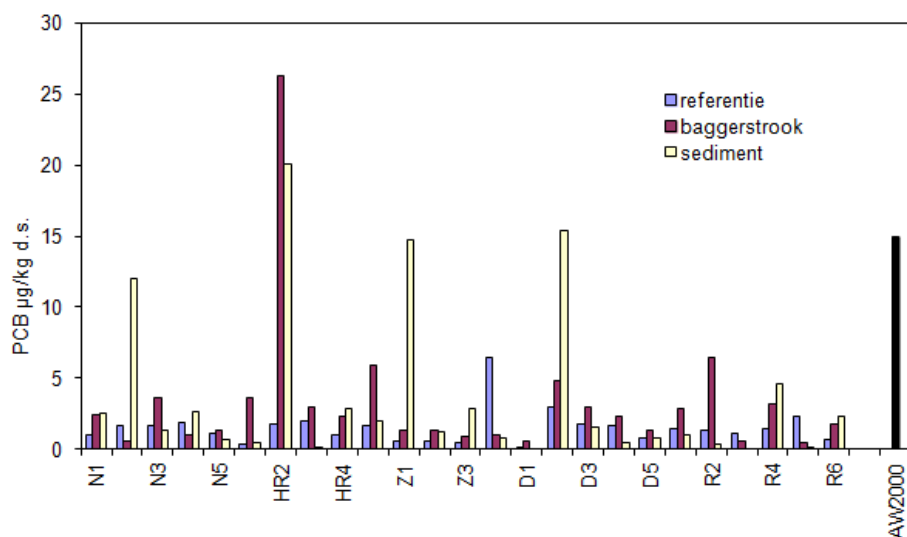
3.8 Polychlorobifenylen en organochloorbestrijdingsmiddelen

3.8.1 Polychlorobifenylen (PCB's)

De som van de PCB (31+52+101+138+153+180) is weergegeven in Figuur 35. In deze figuur staat ook de AW2000-waarde, er rekening mee houdende dat PCB118 niet gemeten is. Van de individuele gemeten PCB zijn PCB 138 en PCB 153 de meest voorkomende en naar verwachting gaven alle individuele PCB's hetzelfde beeld (zie bijlage 5). Alle referentielocaties geven gehalten ruim onder de AW2000-waarde. Het sediment geeft echter vaker een verhoogd gehalte. Bij vier van de sedimenten wordt een verhoogd PCB-gehalte gemeten, het hoogste gehalte bij locatie HR2. De verhoogde gehalten liggen rond de AW2000-waarde. De oude toetsingswaarde voor verspreidbare baggerspecie was 200 µg/kg d.s. De gemeten waarden liggen hier ver onder. PCB's zijn oude verontreinigingen en nieuwe bronnen zullen weinig voorkomen. Het is daarom waarschijnlijk dat de gehalten in het sediment in het verleden hoger zijn geweest.

De gehalten in de baggerstrook zijn meestal (20 van de 25) hoger dan in de referentie, met een uitschieter bij locatie HR2. Het gehalte hier is ook hoger dan de AW2000-waarde en dit geldt ook voor het gehalte in het sediment. Eén uitschieter past nog in het beeld van de AW2000-waarde, 95% van de metingen moet lager zijn dan de AW2000-waarde. Uit voorgaande kan worden geconcludeerd dat voor PCB's het verspreiden van bagger tot een verhoging leidt van het gehalte in de baggerstrook. Bij verspreiding kan sediment nog steeds een bron van PCB's zijn, zoals het verhoogde gehalte in vier onderzochte sedimenten ook laat zien.

De meeste gehalten in de baggerstrook zijn nog steeds laag, dit kan worden verklaard door de afbraak van PCB's. PCB's worden resistent genoemd, maar zijn onder de omstandigheden in een landbouwperceel toch langzaam afbreekbaar. In een review artikel rapporteren Vasilyeva and Strijakova (2007) halfwaardetijden die variëren tussen één en tien maanden bij optimale omstandigheden en kunnen oplopen tot 23 jaar als de verminderde biobeschikbaarheid een rol gaat spelen. Dit zijn lange perioden, maar afgezet tegen de baggercyclus van meestal ca. tien jaar, kan er dus afbraak worden verwacht na de verspreiding van baggerspecie.



Figuur 35

Som polychlorobifenylen (PCB's) in baggerstrook, sediment en referentielocaties (PCB in µg/kg d.s.). Ter vergelijking is de achtergrondwaarde gegeven (AW2000).

In de som en ook in de AW2000-waarde is PCB118 niet meegenomen. Deze PCB kon niet betrouwbaar worden gemeten door een verkeerde schakeling in het MS-detectiesysteem.

Tabel 9

Biobeschikbare fracties (%) van de som van PCB138 en PCB153 in een aantal monsters gemeten met Tenax.

	Locatie	Snel	Langzaam	Zeer langzaam
Referentie	N3	21	41	38
	HR2	15	14	71
	Z1	39	33	28
	Z3	24	30	46
	D4	8	37	55
	R4	22	30	48
	Gemiddeld	22	31	48
Baggerstrook	N3	39	24	37
	HR2	19	26	55
	Z1	32	38	30
	Z3	20	24	56
	D4	2	45	53
	R4	17	26	57
	Gemiddeld	22	31	48
Sediment	N3	15	17	69
	HR2	45	31	24
	Z1	33	38	29
	Z3	20	32	48
	D4	10	20	70
	R4	25	49	26
	Gemiddeld	25	31	44
Alle monsters	Gemiddeld	23	31	47

In de monsters met een verhoogd gehalte aan PCB138 en PCB153 was het mogelijk de bio-beschikbare fractie van te meten met Tenax. De overige stoffen waren in een te lage concentratie aanwezig om het onderscheid in de verschillende fracties te kunnen meten. De resultaten van de beschikbaarheidsmetingen zijn weergegeven in tabel 9. Omdat er een goede correlatie in de concentratie tussen PCB138 en PCB153 is, is uitgegaan van de som van deze PCB's en zijn ze niet afzonderlijk gerapporteerd.

Uit tabel 10 blijkt dat de snelle fractie, de fractie die in evenwicht is met het poriewater per monster, variabel is en het laagst in monster D2. De gemiddelde waarden in referentie, baggerstrook en sediment komen erg goed met elkaar overeen. De snelle fractie van 23% is beduidend groter dan de snelle fractie van PAK (ca. 10%). Dit is ook te verwachten, omdat PAK makkelijk afbreekbaar is en PCB veel moeilijker. De snelle fractie PAK breekt af en wordt kleiner en die van PCB niet. Zowel voor PAK als voor PCB is de zeer langzame fractie de grootste fractie. Geconcludeerd mag worden dat slechts een deel van de PCB's biobeschikbaar is en samen met de lage gehalten zijn er geen effecten te verwachten.

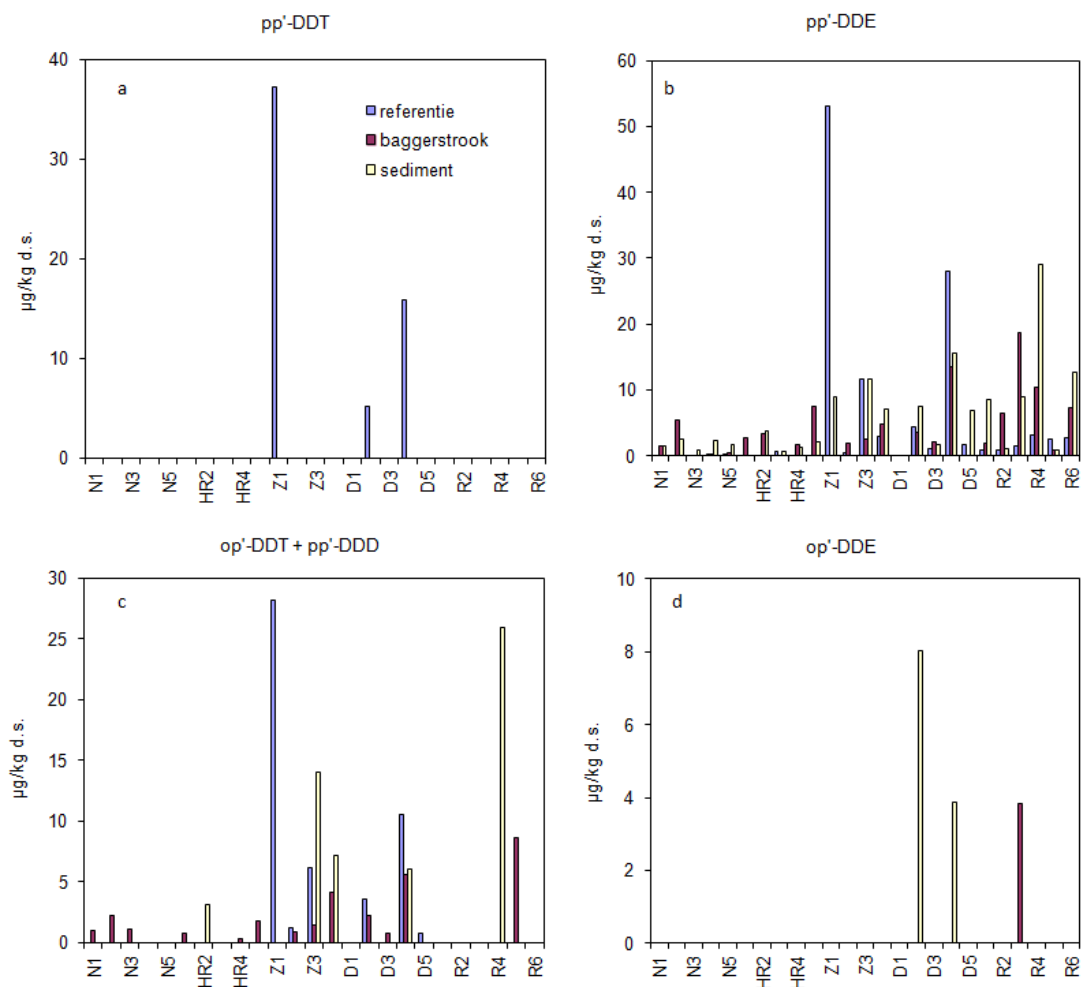
3.8.2 Organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB)

De gehalten van de organochloorbestrijdingsmiddelen waren laag en onder de AW 2000-waarde. In veel gevallen is onder de rapportagegrens gemeten. Meetbare gehalten in een aantal monsters werden verkregen voor hexachloorbenzeen en DDT-achtige stoffen. Door de lage gehalten was het niet mogelijk onderscheid te maken in de verschillende biobeschikbare fracties.

De AW2000-waarde voor hexachloorbenzeen is 8.5 µg/kg d.s. De gemeten waarden in de baggerstrook en de referentie lagen hier ver onder en waren meestal kleiner dan 1 µg/kg d.s. De hoogst gemeten waarde was 1.7 µg/kg d.s.. De gehalten in de baggerstrook waren iets hoger dan in de referentie (gemiddeld 0.40 µg/kg d.s. in de baggerstrook tegen 0.27 µg/kg d.s. in de referentie). Helaas was door de aanwezigheid van meer storende bestanddelen de detectiegrens in de sedimentmonsters verhoogd, waardoor er geen gehalten in het sediment gerapporteerd kunnen worden. Verspreiden van bagger lijkt echter wel een logische verklaring voor het licht-verhoogde gehalte. Gezien de lage gehalten, is in de bemonsterde locaties hexachloorbenzeen geen probleemstof bij het verspreiden van baggerspecie.

DDT bestaat voornamelijk uit de isomeren p,p'-DDT (70%) en o,p'-DDT (15%). De overige 15% is DDE en DDD. In de bodem wordt DDT omgezet in DDE en DDD. DDD wordt gevormd via reductieve dechlorering, een proces dat plaats vindt onder anaerobe omstandigheden. DDE wordt gevormd door fotochemische reacties onder invloed van zonlicht (Aislabie et al., 1997). Dit zijn resistente metabolieten, maar onder specifieke omstandigheden is afbraak mogelijk (Corona-Cruz et al., 1999; Thomas et al., 2008; Thomas and Gohil, 2011). Op de lange termijn kan daarom ook voor DDE en DDD een verlaging van de concentratie worden verwacht. DDT-achtige stoffen werden aangetroffen in de Z-, D- en R-monsters en dit zijn ook gebieden waar DDT is toegepast in de fruitteelt. De AW2000-waarde voor som DDT is 200 µg/kg d.s., som DDE 100 µg/kg d.s en som DDD 20 µg/kg d.s. Alleen in de referentie van Z1 (Fruiteeltgebied Zeeland) werd een verhoogd gehalte gemeten, de som van DDT, DDE en DDD was hier 110 µg/kg d.s.

De moedercomponent p,p'-DDT kon alleen worden aangetroffen in drie van de referentielocaties (Z1, D2 en D4). In deze monsters zijn ook DDE en DDD in en verhoogd gehalte aangetroffen. Z1 is een oude boomgaard. In het sediment is geen p,p'-DDT is aangetroffen. In het sediment zijn de omstandigheden zodanig dat DDD wordt gevormd. Bovendien is het gebruik van DDT al lang niet meer mogelijk, zodat recent gebruik en drift naar de sloot uitgesloten moet worden. Bron voor het sediment is dan oppervlakkige afstroming met kans op DDE. De toepassing op land in de fruitteelt wordt ook gezien als de primaire bron van DDT. (Willemse, 2005).



Figuur 36

Organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB's) in baggerstrook, sediment en referentielocaties (in µg/kg d.s.).

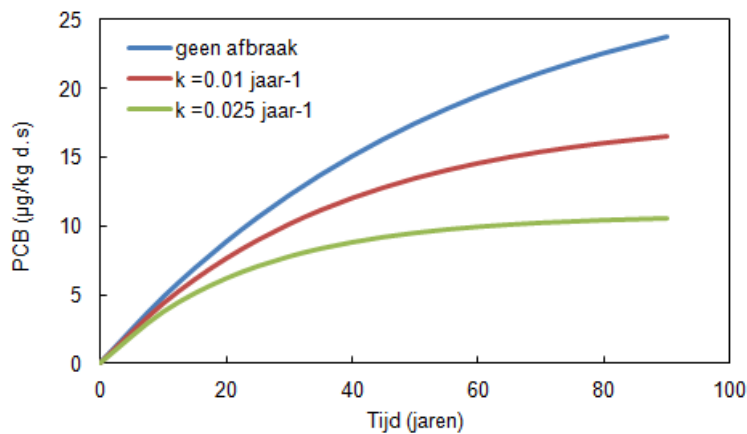
In rivierenland zijn de gehalten aan p,p'-DDE in de baggerstrook en het sediment verhoogd t.o.v. de referentie. De bron is hier hoogst waarschijnlijk niet het bemonsterde perceel, maar een ander perceel. Het verspreiden van bagger leidt hier dus tot een verhoging van het gehalte. De gemeten gehalten liggen echter ruim onder de AW2000-waarde. In de overige monsters is het verband minder duidelijk en wordt er ook bij een verhoogd gehalte in de referentie niets of weinig in de baggerstrook gemeten. Opvallend is dat bij het monster Z1 geen DDT en metabolieten zijn aangetroffen in de baggerstrook. Dit kan het gevolg zijn van het niet toepassen in deze strook van DDT in het verleden, maar kan ook het gevolg zijn van een verbeterde afbraak. In de baggerstrook heersen niet alleen aerobe condities, maar ook anaerobe na het verspreiden van de bagger. De wisselende condities kunnen stimulerend zijn voor de afbraak. Dit zou nader onderzocht moeten worden.

3.9 Modelleren van polychloorbifenylen en organochloorbestrijdingsmiddelen

De hier beschouwde PCB's en OCB's zijn hydrofoob en daardoor sterk gebonden aan de bodem. De uitspoeling zal zeer gering zijn. Net als bij PAK en minerale olie is de afbraak de belangrijkste verdwijnterm.

Hoewel er steeds meer signalen komen dat deze stoffen afbreekbaar zijn, is de snelheid van afbraak een zeer onzekere factor. In Figuur 37 zijn verschillende situaties weergegeven.

1. Als er geen afbraak is gaat de concentratie in de richting van de concentratie van de bagger, in dit geval 30 $\mu\text{g/kg d.s.}$
2. Bij afbraak stabiliseert het gehalte zich op een lager gehalte. Een afbraakcoëfficiënt van 0,01 jaar^{-1} (halfwaardetijd 35 jaar) geeft een stabilisatie op de helft.
3. Bij een afbraakcoëfficiënt van 0,025 jaar^{-1} (halfwaardetijd veertien jaar) stabiliseert het gehalte op een derde van het gehalte in de baggerspecie. Deze afbraakcoëfficiënt is gelijk aan de coëfficiënt gebruikt voor de zeer langzaam afbreekbare fractie voor PAK.



Figuur 37

Modelsimulatie van de accumulatie van PCB's bij verschillende snelheden van afbraak. Eenmaal per tien jaar wordt een laag van 8 cm bagger verspreid in ingewerkt. Kwaliteit bagger PCB 30 $\mu\text{g/kg d.s.}$ en kwaliteit grond PCB 1 $\mu\text{g/kg d.s.}$ AW2000 voor de som PCB's is 20 $\mu\text{g/kg d.s.}$

- PCB's en OCB's kunnen accumuleren in de baggerstrook. In de onderzochte monsters heeft dit niet geleid tot overschrijding van de AW2000-waarde.
- De biobeschikbaarheid van PCB's is laag, zodat deze sterk aan de bodem zijn gebonden
- Door gebruik van DDT in het verleden kan de locatie zelf een bron van DDT zijn.
- Omdat PCB's en metabolieten slecht afbreekbaar zijn, treedt bij verspreiden in bagger van deze stoffen accumulatie in de ontvangende grond op.

4 Resultaten en discussie accumulatie bij depots in veengebieden

4.1 Inleiding

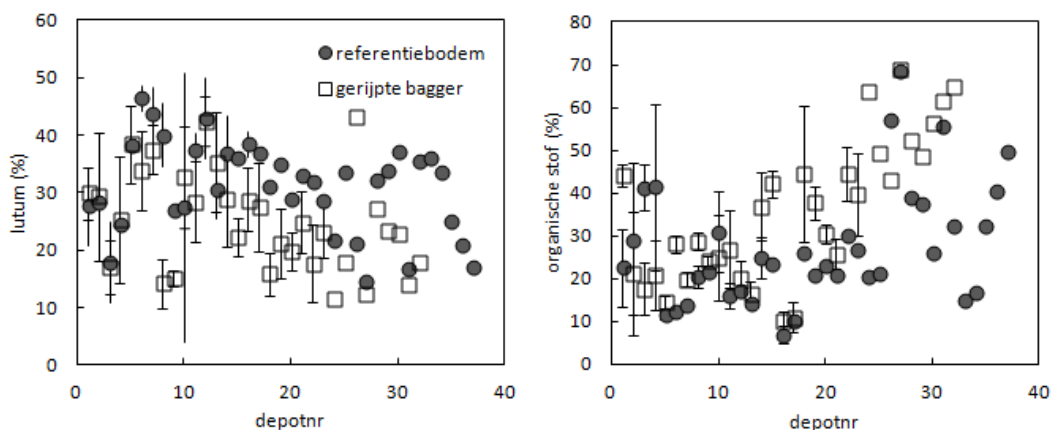
In deze rapportage gaat het om de opslag van verspreidbare baggerspecie in een depot. Deze depots mogen geen verontreinigde specie bevatten. Zij zijn daarom principieel anders dan de grotere depots in Nederland zoals IJsseloog en ook de depots in veel andere landen. In andere landen wordt er minder onderscheiden in de kwaliteit van bagger en kan de bagger in een depot zowel schoon als zeer sterk verontreinigd zijn. Dit soort depots zijn aanwezig in Frankrijk (Capilla et al., 2006) en Tjechië (Hofman et al., 2010).

Omdat er geen verdunning optreedt zoals bij het verspreiden wordt de kwaliteit van de bagger in eerste instantie bepaald door de kwaliteit van de ingaande bagger. Voor PAK's en olie kan nog rekening worden gehouden met afbraak.

4.2 Bestaande gegevens depots

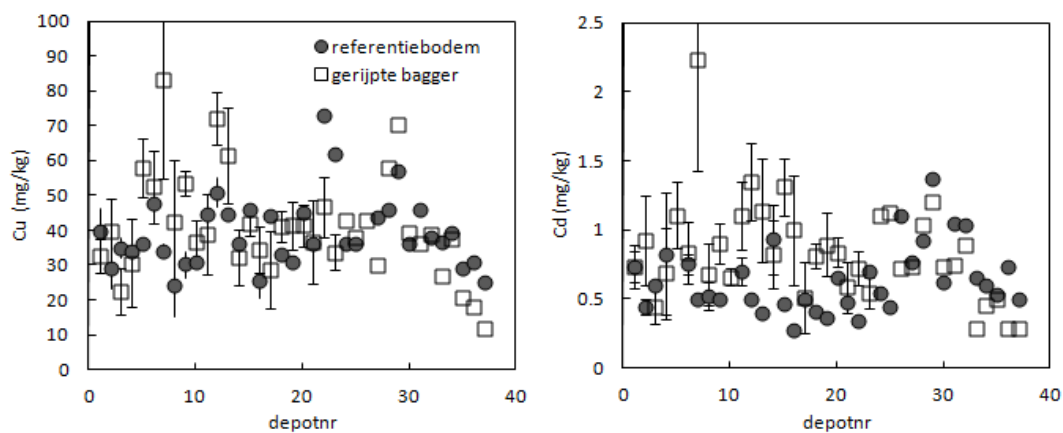
Bij aanleg van depots wordt er eerst een nul-onderzoek gedaan, waardoor de situatie van de (onder)grond goed in kaart wordt gebracht. Het sediment wordt gekeurd voordat het in een depot gebruikt mag worden. De bagger wordt na rijping onderzocht, waarna wordt beoordeeld of het kan blijven liggen, elders kan worden toegepast of dat een andere oplossing moet worden gezocht. Een depot wordt hiervoor in deelpartijen opgedeeld en elke partij wordt onderzocht in overeenstemming met AP04. Tenslotte wordt bij het eind-onderzoek vastgesteld of bagger invloed heeft gehad op de onderliggende bodem.

De resultaten van deze onderzoeken in het Waterschap Rivierenland (1-18), Stichtse Rijnlanden (15-23) en Schieland (24-32) zijn weergegeven in de onderstaande figuren. Te zien is (Figuur 38) dat de textuur van de gerijpte bagger vergelijkbaar is met de referentie-bodem, en dat als er wel verschillen zijn, de gerijpte bagger meestal meer organische stof en minder lutum bevat. De volgende figuren laat zien dat in de betreffende depots cadmium-, kwik-, PAK- en zinkgehalten in de bagger meestal zijn verhoogd ten opzichte van de referentie-bodem. Voor koper en lood zijn er ook depots waar geen verhoging is. De gehalten aan chroom en nikkel zijn zelden verhoogd in de bagger, en in een aantal gevallen juist lager in de bagger. Die gevallen kunnen verklaard worden door de lagere gehalten aan lutum in gerijpte bagger. De chroom- en nikkelgehalten zijn dus vooral verklaarbaar door de natuurlijke gehalten in lutum.



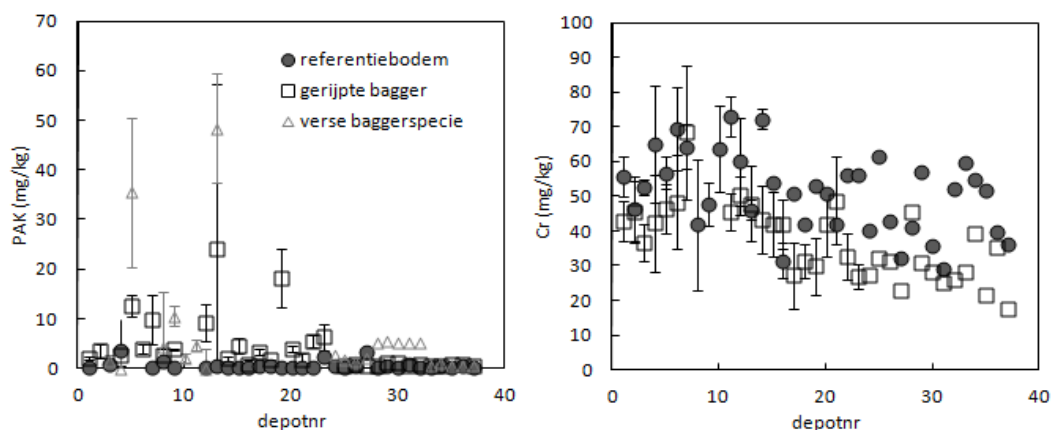
Figuur 38

Textuur van gerijpte bagger en referentie-bodem bij verschillende depots.



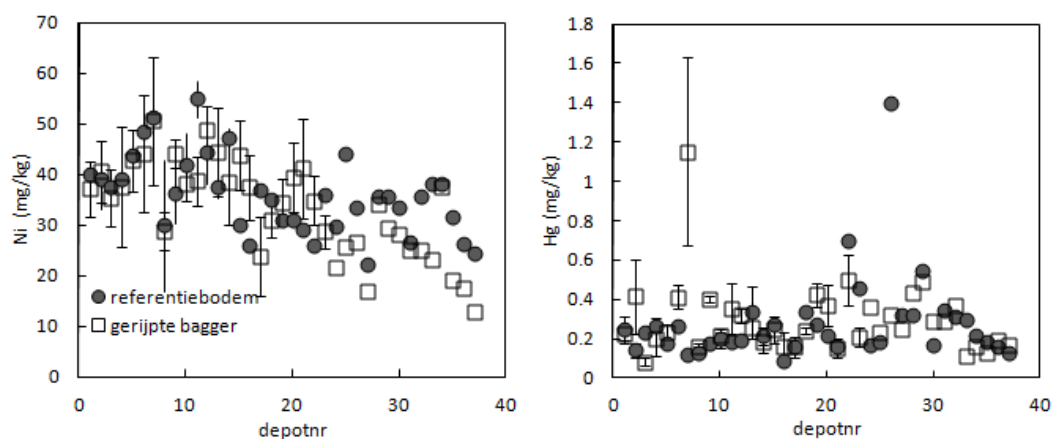
Figuur 39

Koper en cadmiumgehalten in gerijpte bagger en referentiebodem van 37 depots (140 mg/kg Cu bij locatie 26 in bodem is weggelaten).



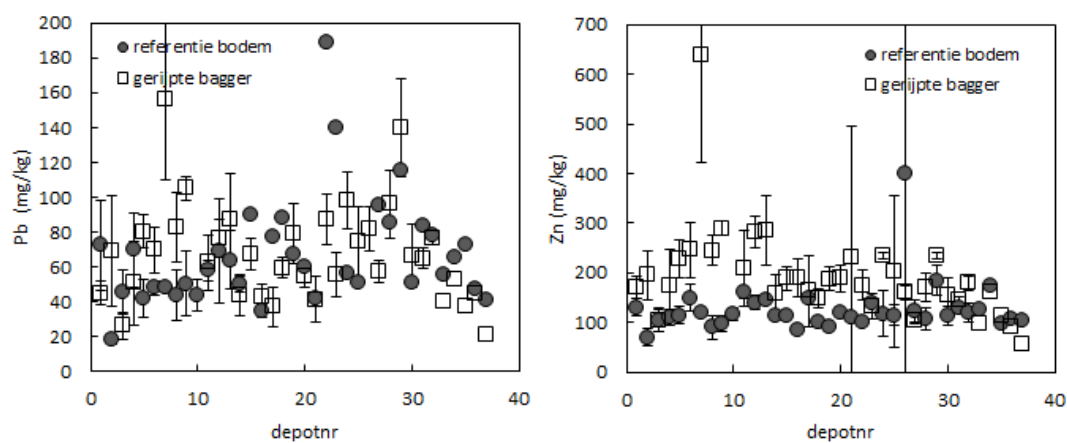
Figuur 40

PAK en chroomgehalten in gerijpte bagger en referentiebodem van 37 depots.



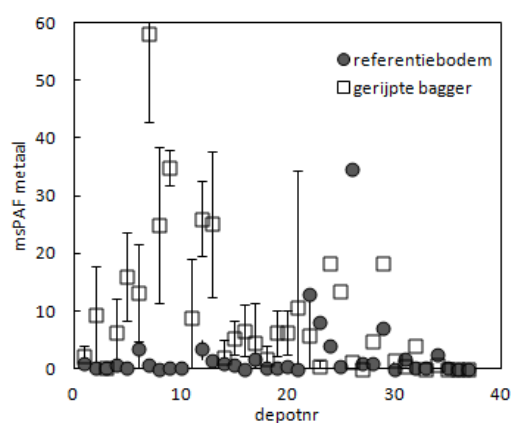
Figuur 41

Nikkel- en kwikgehalten in gerijpte bagger en referentiebodern van 37 depots.



Figuur 42

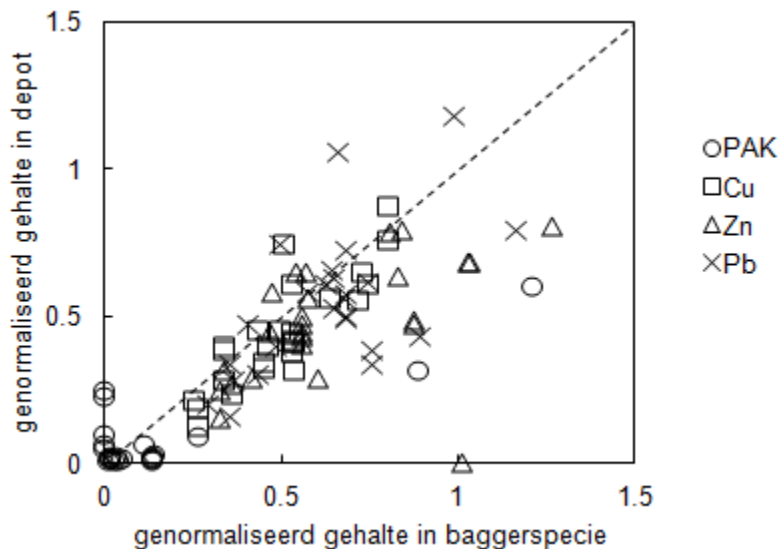
Lood- en zinkgehalten in gerijpte bagger en referentiebodern van 37 depots (768 mg/kg Pb bij locatie 26 in bodern is weggelaten).



Figuur 43

Berekende $msPAF_{metaal}$ van gerijpte bagger en referentiebodern van 37 depots.

Naast de via AP04 vastgestelde kwaliteit van de gerijpte grond zijn er ook gegevens van de partijen bagger die in het depot zijn gegaan. Er zijn echter geen gegevens van alle gebruikte partijen, soms zijn er slechts gegevens van één partij. In Figuur 44 zijn voor PAK, Pb, Cu en Zn de gegevens van de oorspronkelijke bagger en van de concentraties gemeten na rijping tegen elkaar uitgezet. Om ze in één figuur te kunnen weergeven zijn de waarden voor de zware metalen gedeeld door de concentratie behorende bij de bovenkant van klasse A bagger en voor PAK de bovenkant van klasse B bagger. De gegevens van de drie zware metalen liggen dicht bij de 1 op 1 lijn, terwijl de lijn voor PAK er ver onder ligt. De hellingen van een door de oorsprong gefitte lijn staat weergegeven in tabel 10, niet alleen voor de parameters uit Figuur 44, maar ook voor andere gemeten parameters.



Figuur 44

Relatie tussen de gehalten in bagger en de gehalten in de gerijpte specie. De gehalten zijn genormaliseerd door de gemeten gehalten te delen door: 360 mg/kg Zn ($\frac{1}{2}$ van de interventiewaarde), 95 mg/kg Cu ($\frac{1}{4}$ van de interventiewaarde), 132 mg/kg Pb ($\frac{1}{4}$ van de interventiewaarde), of 40 mg/kg PAK (interventiewaarde) (Circulaire Bodemsanering, 2009).

Tabel 10

Ratio ($C_{\text{depot}} : C_{\text{bagger}}$) van depots in Rivierenland.

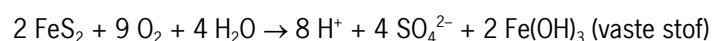
Parameter	Ratio ($C_{\text{depot}} : C_{\text{bagger}}$)
PAK	0,44
Zn	0,82
Pb	0,84
Cu	0,88
Ni	0,97
Cr	0,84
Organische stof	1,16
Lutum	0,93

Uit de waarde van de helling <1 kan niet worden geconcludeerd dat zware metalen zijn verdwenen uit de depots, aanvoer van organische stof en afvoer van lutum zijn immers ook niet te verwachten. De onzekerheid

in de ratio is daarom 10 - 20%. Rekening houdend met de onzekerheid in de metingen kan wel worden geconcludeerd dat er gedurende de rijping PAK is verdwenen. PAK is biologisch afbreekbaar. Een deel van de PAK is in de gedurende de rijping beschikbaar gekomen en afgebroken.

4.3 Verzuring in het depot

Bagger kan veel sulfiden bevatten. Sulfiden ontstaan door reductie van sulfaat in de anaerobe waterbodem. Als er veel sulfaat wordt aangevoerd, bijvoorbeeld in kwel kunnen hoge sulfide gehalten ontstaan. Dit wordt vooral aangetroffen in droogmakerijen in west-Nederland waar het grondwater veel sulfaat bevat. De gevormde sulfiden worden bij het op de kant zetten geoxideerd, waarbij er weer sulfaat en waterstofionen vrijkomen. Uitgaande van pyriet (FeS_2) komen er per Mol S na oxidatie 2 mol H^+ vrij.



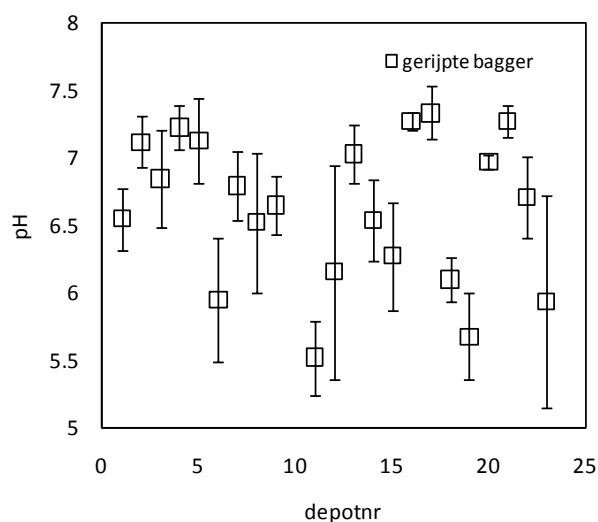
Hierdoor kan de pH gaan dalen (verzuring). Bij het verspreiden van baggerspecie in een dunne laag, moet er voor worden gezorgd dat de bodem blijft voldoen aan landbouwkundige criteria. Zonodig zal de boer bekalken als de zuurgraad toeneemt. In een depot kan deze activiteit worden uitgesteld tot het opnieuw in gebruik nemen. pH-daling in een depot is daarom een reële optie. Bij de huidige partijkeuringen van depots voor hergebruik conform bouwstoffenbesluit is ook een pH analyse verplicht. Cappuyns et al. (2006) vonden dat bij rijping van baggerspecie de pH daalde van 8,0 naar 3,5, waarbij aanzienlijke hoeveelheden zware metalen vrij kwamen.

Met de potentieel verzurende werking van zwavel wordt geen rekening gehouden bij de beoordeling van de baggerkwaliteit. Het sulfidegehalte in de baggerspecie is geen criterium voor verspreiden of opslag in een depot.

Hoge sulfidegehalten in de bagger kunnen worden verwacht in gebieden met verhoogde sulfaatgehalten in het oppervlakte water of in het water dat via kwel de waterbodem passeert (brak water). Voor sulfaatreductie is ook makkelijk oxideerbare organische stof nodig, maar dit is meestal in voldoende mate aanwezig in waterbodems. In het algemeen kunnen hoge sulfide gehalten worden aangetroffen in gebieden in noord en west Nederland en in het bijzonder droogmakerijen (De Bakker en Locher, 1990). Ook in andere gebieden kan echter sulfide accumuleren. Hoge sulfidegehalten zijn bijvoorbeeld gevonden in de waterbodem in de Roeventerpeel (Harmsen et al., 2005). Opbouw van makkelijk oxideerbare organische stof ging hier samen met een constante kwel met water met een relatief lage sulfaat concentratie. Gedurende een groot aantal decaden werd hier een sulfiderijke waterbodem opgebouwd.

Bij analyse van de gegevens van 23 depots (waarvoor pH data beschikbaar zijn) blijkt dat in de gebieden behorende bij deze depots (Rivierenland en Stichtse Rijnlanden) er geen sterke daling van de pH's zijn opgetreden. Dit kan betekenen dat:

- de baggerspecies in verhouding tot de hoeveelheid sulfide voldoende buffercapaciteit hebben,
- de species onvoldoende zijn gerijpt en de verzuring nog moet komen.



Figuur 45

pH (CaCl₂) in baggerdepot na rijping.

Bij de veldbezoeken is gebleken dat zeker op grotere diepte de rijping nog gaande is. Bij vergelijking van de later gemeten pH-waarden in de geselecteerde depots (zie ook 4.3.1) met de waarden in Figuur 49 lijkt de laatste reden, onvoldoende rijping waarschijnlijk. De gerapporteerde pH-waarden zijn immers lager. Verzuring van de bodem in het depot, ook na enkele jaren, is dus een factor om rekening mee te houden.

4.4 Zware metalen in onderzochte depots

4.4.1 Waarnemingen in de depots

Van de onderzochte depots waren betrouwbare gegevens over de samenstelling bekend. Deze gegevens zijn weergegeven in tabel 11. In deze tabel zijn de gemiddelde waarden weergegeven van dat gedeelte van het depot waar de monsters zijn genomen. De verhoogde gehalten ten opzichte van AW2000 zijn gemarkeerd.

Tabel 11

Gemiddelde gehalten AP04 keuringen gerijpte bagger in depots.

depot	Lutum (%)	OS	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	PAK	msPAF _{metalen}	msPAF _{org}
A (7)	38	20	2,23	68	83	1,15	51	638	9,8	58	4
L (12)	42	20	1,35	50	72	0,31	49	283	9	26	3
G (8)	14	29	0,67		42	0,16	29	245	2,5	25	1

In de genomen monsters zijn aanvullend ijzer en zwavel gemeten (Tabel 12). De hoeveelheden zwavel zijn zodanig dat verzuring bij rijping kan worden verwacht. De kalkgehalten waren steeds kleiner dan 0,4% (rapportagegrens 0,1%). Het zuurbufferend vermogen (kalkfactor) kan dan afgeleid worden aan de hand van het lutum- en organische stofgehalte volgens de tabellen van de Commissie Bemesting Grasland en Voedergewassen (www.bemestingsadvies.nl).

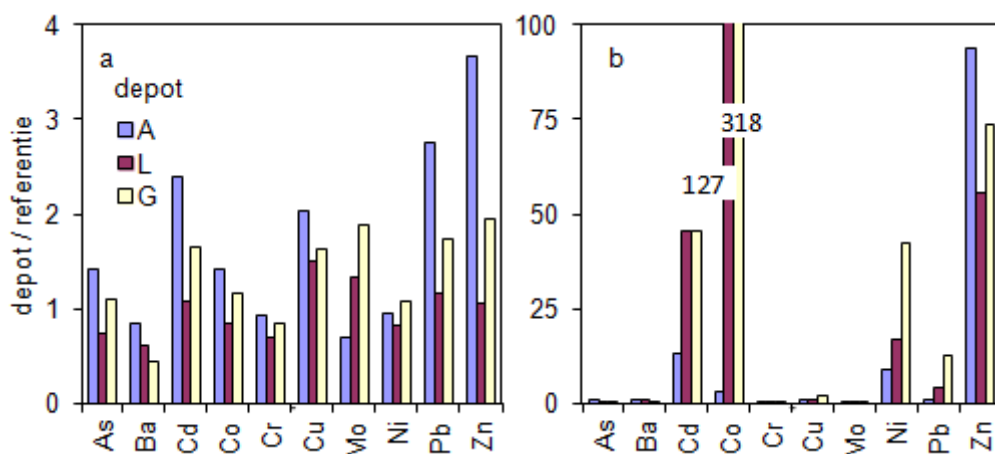
Tabel 12*IJzer en zwavel in bagger nabij de depots. Gehalten in mol/kg.*

Depot	Fe mol/kg	S mol/kg	Buffering via kalkfactor * mol H/kg per 0,1 pH eenheid	Potentieel pH effect Fe _x S	pH AP04 keuring	pH bepaald
A	0,58	0,58	0,027	2,1 pH eenheid	6,8	4,7
L	0,59	0,44	0,027	1,6 pH eenheid	6,1	4,5
G	0,36	0,16	0,021	0,8 pH eenheid	6,5	4

* Buffering (kalkfactor: benodigde hoeveelheid neutraliserende waarde in kg CaO ha⁻¹ per 10 cm bouwvoor voor een pH stijging van 0,1 eenheid): kalkfactor omgerekend naar mol H per kg met de volgende aannames. Bulkdichtheid 0,88 g cm⁻³, neutralisering van 4 mol H⁺ per mol CaO, en de aanname van een zuurproductie van Fe_xS van 2 H per S.

De metingen zijn verder geconcentreerd op het beschikbare gehalte. De totaalgehalten van de monsters gemeten in dit onderzoek kwamen goed overeen met de metingen uit het AP04-onderzoek, waaruit geconcludeerd mag worden dat de genomen monsters representatief zijn voor het depot.

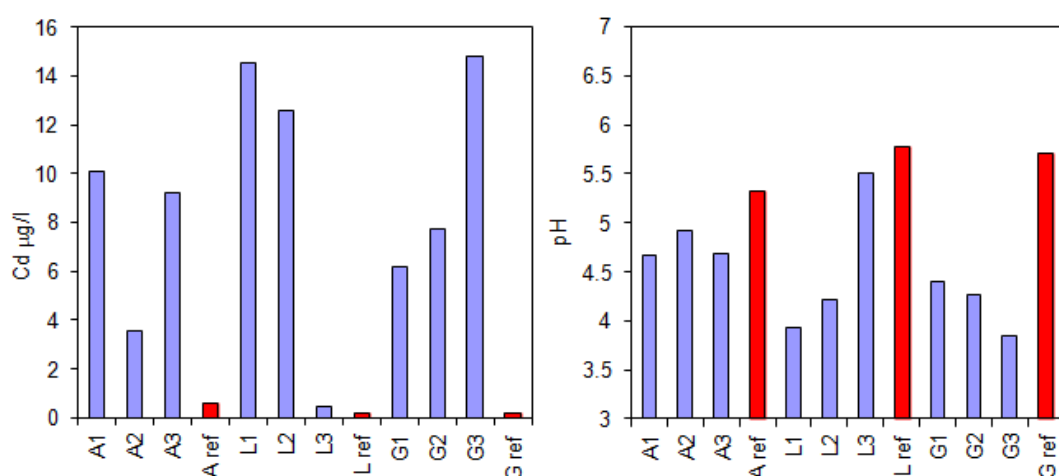
De gemeten monsters zijn vergeleken met de referentielocaties waar de gemeten gehalten allen voldeden aan AW2000. De ratio tussen depot en referentie is weergegeven in Figuur 46.

**Figuur 46**

Ratio van metaalgehalten in depots ten opzichte van de gehalten in de referentielocatie: (a) totaalgehalte (Aqua Regia), en (b) beschikbaar gehalte (0,001M CaCl₂).

Zoals te verwachten zijn de hoge ratio's in Figuur 46a in overeenstemming met de gemarkeerde cijfers in Tabel 11. Het is immers niet te verwachten dat er al veel metalen zijn verdwenen door gewasopname en uitloging (zie ook 3.3). Vooral in depot A zijn Cd, Cu Pb en Zn verhoogd. Voor risico's gaat het vooral om de beschikbare gehalten (Figuur 41b). We zien nu extreem grote verschillen tussen het depot en de referentie. Niet alleen voor de metalen die al in verhoogd gehalte voorkwamen (Cd, Pb en Zn, maar ook voor de metalen Co en Ni die niet in een verhoogd gehalte voorkomen. Cd, Pb, Zn Co en Ni zijn ook de metalen waarvan de beschikbaarheid sterk wordt beïnvloed door de pH (Groenenberg, 2011). Voor Cd is de overschrijding van de streefwaarde voor ondiep grondwater (0,4 µg/l) aanzienlijk (zie Figuur 47). Opvallend is ook de kleine verhoging van koper (A 0,9; Ld 1,2 en G 1,9).

Een nadere analyse van de getallen laat zien dat de verhoogde beschikbaarheid vooral wordt veroorzaakt door een verlaging van de pH. De ijzersulfiden in de bagger worden geoxideerd in het depot waarbij de pH daalt (zie ook 4.2). Deze daling is groter dan bij het op de kant zetten van bagger door de dikkere laag en het niet opmengen met de oorspronkelijke bodem. Deze oorspronkelijke bodem kan de pH bufferen. Zoals al is vermeld zijn de nu gemeten pH waarden beduidend lager dan gemeten bij de keuringen. Oorzaak is een verdergaande rijping en beperking van de monsternamen tot het bovenste en dus gerijpte deel van het depot. Het effect van de pH wordt geïllustreerd in Figuur 51, waarin de resultaten van de individuele monsters voor beschikbaar Cd en de pH zijn weergegeven. In monster L3 is de pH daling het kleinst en dit leidt dan ook tot de geringste stijging van beschikbaar cadmium. Deze relatie pH daling en stijging beschikbaarheid komt bij alle monsters terug. Risico's in een depot worden dus in belangrijke mate bepaald door de daling van de pH gedurende de rijping van de bagger (zie ook Piou et al., 2009). De pH is echter ook een controleerbare parameter en het bekijken van landbouwpercelen op depots om de pH op het juiste niveau te houden is een gangbare praktijk. De gewenste pH (pH-KCl) voor grasland in veengebieden is 4,8-5,5.



Figuur 47

Het beschikbaar cadmiumgehalte en de pH in individuele monsters (monster 1, 2 en 3) genomen in de depots en op de referentielocatie.

4.4.2 Modelleren uitspoeling in de depots

Omdat uit de metingen volgt dat het actuele beschikbare gehalte sterk kan zijn verhoogd, is in de modelstudie berekend hoe hoog de uitspoeling direct onder de opgebrachte laag bagger in het depot zal zijn. De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van de in de depots gemeten gehalten metalen, de gehalten lutum en organische stof en de pH. De concentratie DOC is geschat met een regressie-vergelijking op basis van het organische stofgehalte en de pH (Bonten et al., 2009).

De berekende concentraties metalen in het water dat uitspoelt direct onder de opgebrachte bagger zijn weergegeven in tabel 13. De berekeningen geven aan dat de mobiliteit van de metalen hoog is, zoals ook al uit de gemeten concentraties in de CaCl_2 -extracten voor Cd bleek. De berekende concentraties liggen allen ver boven de maximale concentraties voor zowel het grondwater als het oppervlaktewater. Uitspoeling van metalen uit depots is daarom een punt van zorg, vooral bij lage pH. De berekende concentraties zijn voor Cd (zie Figuur 47) en Zn van dezelfde grootte-orde als de met CaCl_2 gemeten concentraties. De berekende concentraties Cu duidelijk hoger dan die van de CaCl_2 extracten (factor 10). Dit komt omdat DOC in dergelijke

extracten altijd veel lager ligt (als gevolg van verdunning). Hoe hoger de verhouding grond/ volume CaCl_2 des te lager zijn de DOC concentraties.

Tabel 13

Concentratie in water dat uitspoelt direct onder de opgebrachte baggerspecie.

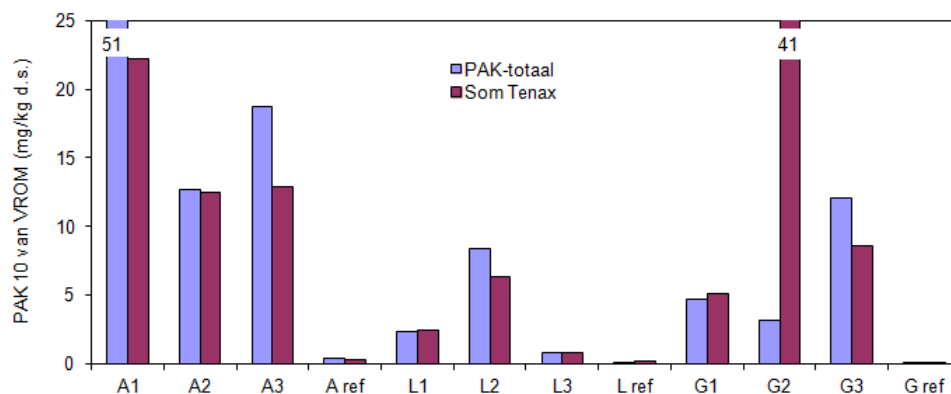
Depot	Cd ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Zn (mg.L^{-1})
A	28	73	4,2
L	19	69	2,3
G	11	54	3,7
A pH6	7	58	1,0
L pH6	4	53	0,45
G pH6	2	38	0,43

De uitspoeling kan worden verminderd door de pH te controleren en bekalking toe te passen. Hierdoor zal de pH weer stijgen en vermindert de uitspoeling. In tabel 13 zijn de berekende concentraties bij pH 6 weergegeven. Voor Cd en Zn zijn de concentratie dan zeker een factor 4 lager. Voor Cu maakt het niet zoveel uit, omdat hiervoor DOC de meest bepalende factor is. Het merendeel van de zware metalen zal via de ondergrond uitspoelen. De ondergrond in veengebieden is anaeroob en de zware metalen worden hier weer vastgelegd als sulfiden.

4.5 Organische verontreinigingen in onderzochte depots

4.5.1 PAK

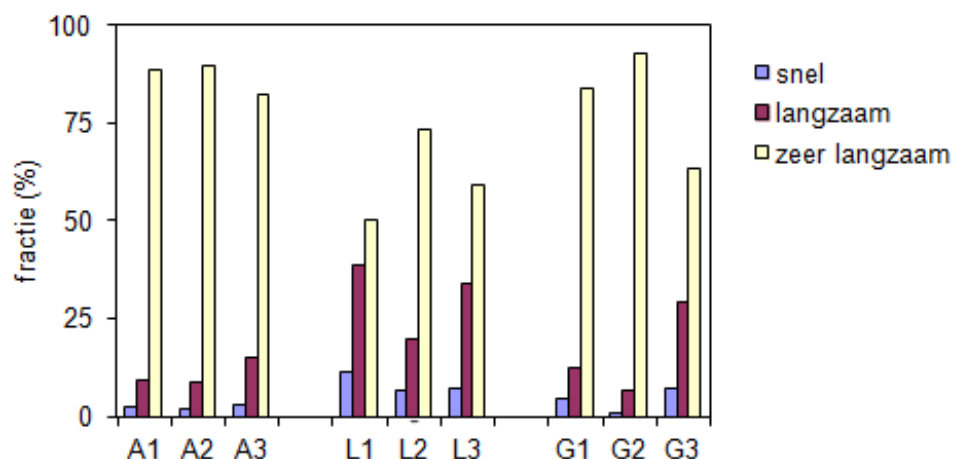
In de depots worden in individuele monsters hogere PAK-gehalten gemeten dan in de AP04-onderzoeken (Figuur 40). Dit geldt zowel voor de totaalmeting als voor de som van de Tenax-fracties. Als wordt gecorrigeerd voor het hoge organisch stofgehalte zijn de species verspreidbaar volgens de oude klasse-indeling en ze voldoen ook aan het $\text{msPAF}_{\text{organisch}}$ -criterium. De in dit hoofdstuk gepresenteerde gegevens zijn niet gecorrigeerd voor het organisch stofgehalte. Op de referentielocaties zijn de PAK-gehalten laag en onder de AW2000-waarde. Het meten van de hogere gehalten in de depots kan zijn veroorzaakt door aanwezigheid van teer en kooldeeltjes. Deze deeltjes worden wel uitgemiddeld bij de AP04-procedure, waarbij wordt gemengd en gemalen, maar niet bij de door ons gebruikte procedure gericht op beschikbaarheid. Mengen en malen beïnvloedt de beschikbaarheid. Het gevolg van minder mengen en malen is het meten van meer uitschieters.



Figuur 48

PAK-gehalten (10 van VROM) in de depots (depot A, L en G) en referentielocaties.

De beschikbare gehalten zijn een maat voor de risico's van PAK. De snelle fractie (potentieel beschikbaar) en de langzame en zeer langzame fracties van de depots zijn weergegeven in Figuur 49. In depot A zijn de gehalten hoog, maar het potentieel beschikbare gehalte is laag (gemiddeld 2,4%). Uitgaande van het PAK-gehalte van de AP04 meting van 10 mg/kg is het beschikbare gehalte 0,24 mg/kg. Bij zo'n gehalte zijn geen risico's te verwachten.



Figuur 49

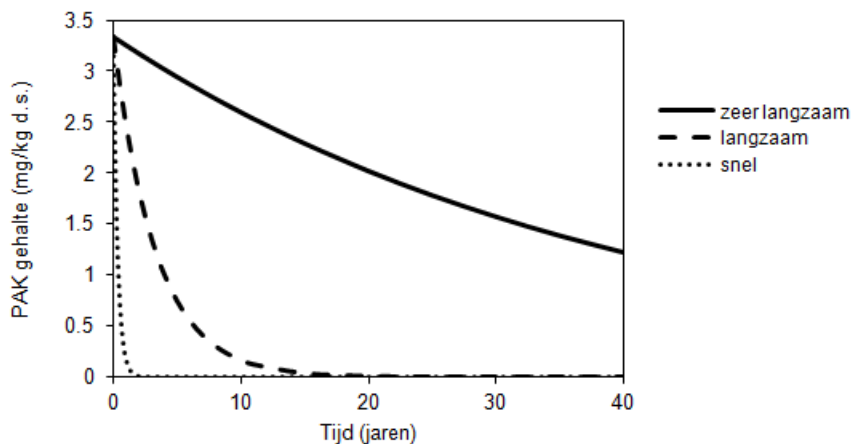
Beschikbare gehalten (% van totaal) van PAK in gerijpte bagger in de depots.

Keerzijde van een kleine snelle fractie is dat de PAK in het depot sterk gebonden is en daarom langzaam zal afbreken. In de andere twee depots is de snel beschikbare fractie iets hoger en ook de langzame fractie. Ook hier zal PAK geen risico geven. De afbraak in absolute zin zal echter sneller gaan door de grotere langzame fractie.

Met het afbraakmodel van PAK kan ook de afbraak in het depot worden gesimuleerd. In een depot wordt er een dikke laag bagger op een perceel gebracht en vindt geen opmenging met de onderlaag plaats. Door de grotere laagdikte ontwatert de bagger slechts langzaam en dit heeft effect op de toetreding van zuurstof en

dus op de snelheid van afbraak. Hierdoor wordt de afbraakcoëfficiënt van de snelle fractie 3 i.p.v. $9,2 \text{ jaar}^{-1}$ (Harmsen et al., 2007).

Figuur 55 geeft weer hoe de afbraak voor de verschillende fracties verloopt. Er is uitgegaan van 10 mg/kg d.s., waarbij de verschillende fracties gelijk zijn vertegenwoordigd. Uit de figuur volgt ook hier dat de hoeveelheid in de zeer langzaam afbreekbare fractie bepalend is voor het PAK-gehalte in het depot. De snelle en langzame fracties zijn na respectievelijk ca. 1 jaar en ca. 10 jaar uit de baggerspecie verdwenen. Het gehalte blijft afnemen, en in dit voorbeeld duurt het meer dan 30 jaar voordat het zeer langzaam afbreekbare gehalte is gedaald van $3,33 \text{ mg/kg}$ d.s. tot de AW2000-waarde van $< 1,5 \text{ mg/kg}$ d.s. Als in plaats van de conservatieve snelheidsconstante van $0,025 \text{ jaar}^{-1}$ een constante van $0,04 \text{ jaar}^{-1}$ (Harmsen, 2004) wordt gebruikt, wordt de AW2000-waarde na 20 jaar gehaald.



Figuur 50

Berekend PAK-gehalte in een depot bij gebruik van bagger met een gehalte van 10 mg/kg d.s. en een gelijke verdeling over de fracties.

4.5.2 Minerale olie

In de depots worden nog meetbare en verhoogde gehalten aan minerale olie gemeten (tabel 14). In deze tabel zijn ook de minerale oliegehalten in de oorspronkelijke bagger en de gehalten verkregen bij de partijkeuring weergegeven. Tussen haakjes is het jaar van meting gegeven.

Tabel 14*Minerale olie in de depots.*

Depot	Minerale olie (mg/kg d.s.)		
	In bagger bij keuring, voor aanleg depot (jaartal)	Bij partijkeuring van gerijpte bagger (jaartal)	In gerijpte bagger bij monsternamen in 2011
A (7)	170 (2004)	501 ± 82 (2008)	520 ± 83
Ld (12)	93 ± 38 (2003)	252 ± 43 (2008)	167 ± 32
G (8)	435 ± 223 (2006)	188 ± 69 (2009)	332 ± 199

Uit de getallen in tabel 14 kan niet worden geconcludeerd dat afbraak net als bij verspreiden op de kant een belangrijke verbetering van de kwaliteit geeft. De spreiding in resultaten speelt hier bij mee en de onnauwkeurigheid van de methode in het lage traject wordt versterkt door het feit dat de analyses op verschillende laboratoria zijn verricht. Een belangrijke oorzaak is echter ook de mate van rijping. Bij elk veldbezoek konden niet-gerijpte lagen en niet-gerijpte bodemaggregaten worden herkend. In niet-gerijpte baggerspecie zijn de omstandigheden voor biologische afbraak ongunstig. Verdere afbraak kan worden verwacht als de bagger in de komende jaren volledig is gerijpt.

4.6 Overige risico's depots

In het gebied van het Hoogheemraadschap van Rijnland is op 20 april 2011 een gedeelte van één van de zijkanten van het baggerdepot in de polder Waterlooos afgeschoven waardoor de bagger in de omgeving is verspreid (Figuur 56). Ook hier ging het om verspreidbare baggerspecie. De technische invulling van een baggerdepot is geen onderdeel van dit onderzoek, maar dit voorval maakt duidelijk dat bij het toepassen van verspreidbare bagger het niet alleen om de kwaliteit gaat, maar ook om andere aspecten zoals civieltechnische aanleg. Ook aan vervoer van bagger kunnen risico's verbonden zijn. Het is daarom van belang de verschillende risicofactoren goed te betrekken bij alle afwegingen die worden gemaakt bij de keuze voor een baggerdepot.

**Figuur 51**

Afschuiven van een kade als risicofactor bij een baggerdepot (Foto Gemeente Kaag en Braassem).

- *Het zware metalen-gehalte in een weilanddepot wordt bepaald door het gehalte in de oorspronkelijke baggerspecie.*
- *Verzuring van de baggerspecie door oxidatie van sulfiden zorgt voor een verhoging van het actueel beschikbare gehalte. Hiermee moet bij het beheer rekening worden gehouden (bekalken).*
- *Het gehalte aan PAK en minerale olie in de baggerspecie in een depot direct na aanleg wordt ook bepaald door het oorspronkelijke gehalte in de baggerspecie, maar deze componenten zullen langzaam afbreken. Afbraak is langzamer dan bij verspreiden als gevolg van de langzamere rijping in een depot.*

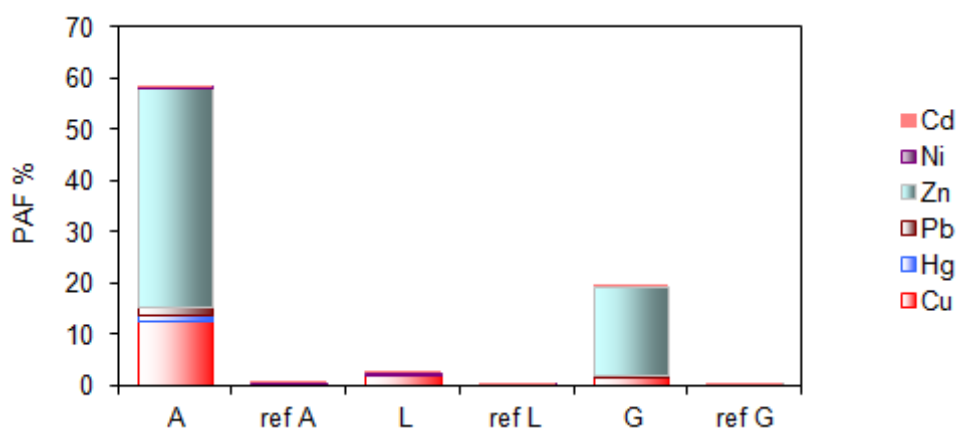
5 Resultaten en discussie gebruik msPAF

5.1 Metingen en msPAF

In het besluit bodemkwaliteit wordt voor de verspreiding van bagger op land gebruik gemaakt van de msPAF-normen (meer-soorten Potentieel Aangetaste Fractie). De msPAF is gedefinieerd als een parameter die aangeeft welke (chronische) toxische druk een mengsel van stoffen in een water-, bodem- of sedimentsysteem heeft. De toxische druk varieert tussen de 0 en 100%, en duidt aan welke fractie van de geteste soorten er in het gegeven systeem nadelige effecten zou ondervinden van de aanwezige mengsels, onder de lokale condities.

Baggerspecie mag worden verspreid als $msPAF_{\text{metalen}} < 50\%$ en $msPAF_{\text{organisch}} < 20\%$ (Regeling Bodemkwaliteit, 2007). Het percentage duidt op de fractie die mag worden aangetast. De gebruikte percentages zijn afgeleid uit een bestand met waterbodemgegevens, er van uitgaande dat bij deze norm evenveel bagger kan worden verspreid als bij gebruik van de oude klasse 2 grens (Osté et al., 2008). Osté et al (2008) geven aan dat de msPAF is bedoeld voor ecologische risico's. Ze vragen of enige voorzichtigheid op zijn plaats is bij het hanteren van de msPAF, omdat het niet per definitie beschermend is tegen hoge cadmium- en loodgehalten in gewassen, niet beschermd tegen accumulatie in de bodem, terwijl stand-still de doelstelling is.

In Figuur 52 zijn de PAF-waarden voor zware metalen van de depots met hun referentie uitgezet. Zoals verwacht zijn de referenties nagenoeg gelijk aan nul (achtergrondwaarde). In de depots zijn de PAF-waarden verhoogd, voornamelijk door zink en koper. De msPAF-waarden staan in Figuur 43. Depot A (7 = A, 12 = L, 8 = G) voldoet niet aan het criterium van 50%.



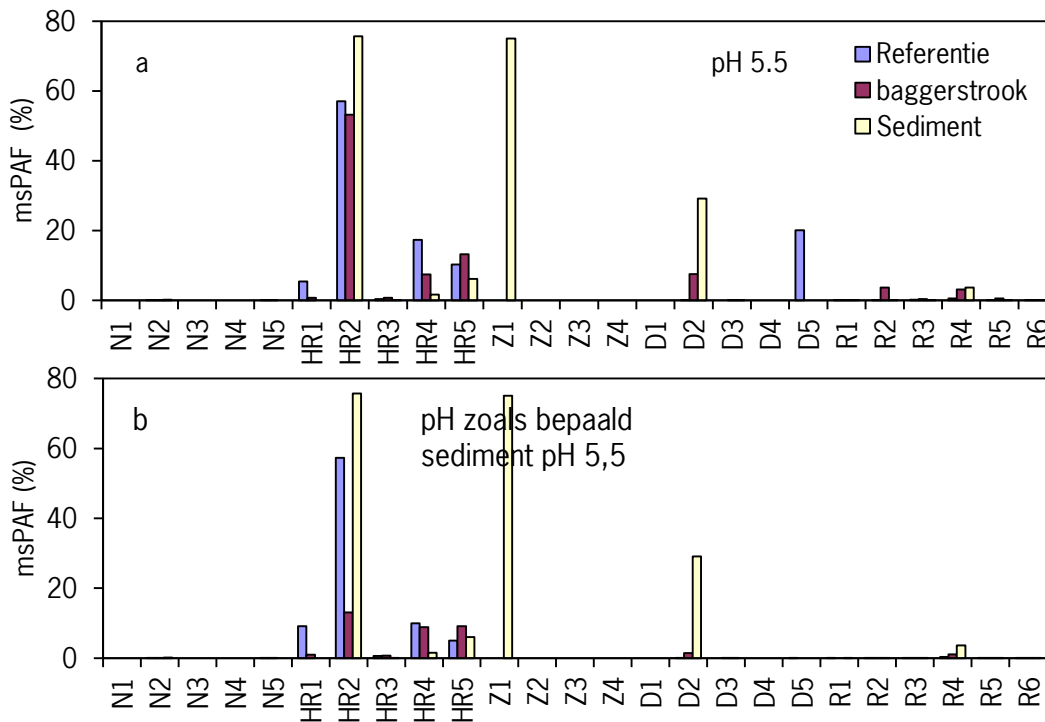
Figuur 52

PAF-waarden in de depots (A, L, en G) en hun referentielocaties.

In de depots wordt de msPAF voornamelijk bepaald door de elementen zink en koper. Lood kan ook een bijdrage leveren. Opvallend is dat cadmium en ook kwik nauwelijks een rol spelen. Zelfs in de buurt van de interventiewaarde speelt cadmium nog maar een kleine rol. Voor cadmium wordt een toetsingswaarde voor het

totaalgehalte (7,5 mg/kg d.s.) gebruikt (Oste et al., 2008). In internationaal gehanteerde systemen (Smolders et al., 2009) zijn msPAF-berekeningen hoger voor Cd, en Ni, en lager zijn voor Pb, en veel lager voor Cu (factor 4) en Zn (factor 5). In dit systeem zal de bijdrage van Cd in de msPAF relatief groter zijn.

In Figuur 53 zijn de msPAF_{metalen}-gegevens voor de bemonsterde kleilocaties weergegeven. Bij de berekening van msPAF is onderscheid gemaakt in pH van het monster en de veel gebruikte standaard pH van 5.5. Deze laatste waarden zijn al eerder in Figuur 13 gepresenteerd.



Figuur 53

msPAF_{metalen} bij de verschillende bemonsterde locaties: (a) bij standaard pH 5,5, en (b) bij gemeten pH (sediment pH 5,5).

Bij gebruik van msPAF worden alleen voor monsters met een verhoogd gehalte een waarde verkregen en hierdoor is de informatie inhoud van Figuur 53 kleiner dan die in de figuren van specifieke metalen. Er wordt ervan uitgegaan dat op het niveau van de achtergrondwaarde er geen organismen worden aangetast. Verhoging van de msPAF-waarde wordt vooral gesignaleerd in de HR-monsters en niet alleen in de sedimentmonsters, maar ook in de referentiemonsters. In de overige gebieden zijn de sedimenten Z1 en D2 sterk verhoogd en dit gold ook al voor de zware metalen. Bij de locaties D2 en R4 heeft de verhoogde msPAF ook geleid tot een lichte verhoging (waarde >0) in de baggerstrook. Dit was ook waarneembaar voor de metalen Zn en Pb.

Organische verontreinigingen dragen in de praktijk minder bij aan de msPAF. Dit komt omdat, afgezien van PAK en minerale olie, de gehalten in het landelijk gebied vaak laag zijn, maar ook vaak niet worden gemeten. De metaalgehalten zijn meestal bepalend voor de verspreidbaarheid. Voor minerale olie (3000 mg/kg d.s.) wordt net als voor cadmium (7,5 mg/kg d.s.) een toetsingswaarde voor het totaalgehalte gebruikt (Oste et al., 2008). Veel organische verontreinigingen zijn met de msPAF-methode verspreidbaar tot de interventiewaarde. Een figuur voor msPAF_{organisch} is niet weergegeven, omdat hiervoor alleen de PAK-gegevens beschikbaar waren en de figuur vergelijkbaar zou zijn met Figuur 40, en omdat de samenstelling aan PAK's in

de verschillende bagger- en grondmonsters vergelijkbaar is (zie Figuur 49). Als er alleen wordt uitgegaan van PAK, dan is van het sediment (D2) met het hoogste gemeten PAK-gehalte van 22,6 mg/kg de msPAF-waarde 20.3%. Toegestaan is een waarde van 20%. Alle andere monsters hebben msPAF-waarden die ver onder de 20% liggen.

5.2 Toepassing van msPAF

De metalen met de grootste bijdrage in de msPAF zijn Zn, Cu en Pb. Cadmium draagt nauwelijks bij aan de msPAF en voor cadmium wordt een toetsingswaarde voor het totaalgehalte gebruikt. Voor alle overige relevante metalen geldt als aanvullende voorwaarde dat de interventiewaarde niet mag worden overschreden. De gehanteerde toetsingswaarde van 7,5 mg/kg Cd ligt beduidend boven de LAC-waarde van 1, 2 en 3 mg/kg voor respectievelijk akkerbouw en beweide grasland op zand, klei en veengronden (Römkens et al., 2007). Indertijd is vastgehouden aan 7,5 mg/kg en niet gekozen voor een lagere waarde omdat de effecten van een verdere verlaging van die norm op de hoeveelheid verspreidbare baggerspecie niet duidelijk was (Osté, 2008). Bij de invoering van het Besluit Bodemkwaliteit is gesteld dat na invoering van de nieuwe msPAF-criteria een gelijke hoeveelheid bagger voor verspreiding in aanmerking moest komen. De msPAF is bedoeld voor directe effecten, terwijl er ook beschermd moet worden voor lange termijn-oplading en de effecten richting plant en dier. Dit laatste kan door de LAC-waarden te hanteren.

In tabel 15 is voor de range van gebruikte LAC-waarden weergegeven hoeveel de individuele metalen bijdragen aan de msPAF. Hiernaast is weergegeven hoe hoog de concentratie van een metaal kan zijn als dit het enige metaal in verhoogde concentratie is. Ter vergelijking zijn de interventie- en AW2000-waarde gegeven.

Tabel 15

LAC-, PAF-, interventie- en AW2000-waarden van een aantal metalen.

Metaal	LAC-waarden (mg/kg d.s.) laagste-hoogste	LAC-waarde uitgedrukt als msPAF (%)	Concentratie bij msPAF=50% (mg/kg d.s.)	Specifieke norm voor bagger te verspreiden op land (mg/kg)	Interventie-waarde* AW2000 (mg/kg d.s.)	(mg/kg d.s.)
Cu	50 - 200	6,9 - 92,5	89		190	36
Zn	150 - 720	0,5 - 70,4	461		720	140
Cd	1 - 3	0,1 - 2,3	26	7,5	13	0,8
Ni	15-60	0 - 1,6%	505		210	35
Pb	100 - 300	1,2 - 12,5	1183		530	85
Hg	2	2,0	50		36	0,3

* Circulaire Bodemsanering, 2009.

Zoals in Figuur 52 al is weergegeven zijn Cu en Zn de bepalende elementen voor de msPAF en de msPAF=50% gaat samen met waarden voor Cu en Zn die kleiner zijn dan de interventiewaarde. De msPAF=50% voor Cd, Pb en Hg is echter aanzienlijk groter dan de interventiewaarde. Verspreiden van bagger met concentraties van deze elementen tot de interventiewaarde is dus mogelijk behalve voor cadmium vanwege de extra toetsing op het totaalgehalte. In de praktijk valt dit mee, omdat een verhoogd gehalte van deze metalen veelal samengaat met een verhoogd koper- en zinkgehalte, waardoor de msPAF >50% kan zijn. In specifieke gevallen met alleen een Cd-, Hg- of Pb-verontreiniging kan verspreiden leiden tot een aanzienlijke overschrijding van de AW2000 en

overschrijding van de LAC-waarde. Dit kan in principe ook gaan gelden voor de stoffen Ba, Co, Mo Sb, Sn en V, die meestal slechts beperkt bijdragen aan de msPAF (Osté et al., 2010).

Een cadmium-verontreiniging gaat meestal samen met de aanwezigheid van zink. Maar dan nog is een hoog cadmium-gehalte niet alleen een theoretisch probleem. Bij het verspreiden van met cadmium verontreinigde sedimenten in de Kempen op zandgrond leidt de hoge norm van 7,5 mg/kg d.s.-1 tot een opvallende beoordeling van een sterk met cadmium verontreinigd sediment. Een sediment monster met een Cd- en Zn-gehalte van respectievelijk 3,6 en 360 mg/kg d.s. was gecategoriseerd als niet-verspreidbaar. Zou de verontreinigingsgraad iets lager zijn (3 mg/kg Cd, 309 mg/kg Zn), dan is de msPAF-waarde voor de betreffende bodem 48% en is het sediment dus verspreidbaar. De berekende msPAF wordt geheel door zink overheerst ($PAF_{Cd}=1,8\%$ en $PAF_{Zn}=46\%$). Een sediment met een Cd-gehalte van 3 mg/kg en een $msPAF_{metalen}=48\%$, is verspreidbaar hoewel verspreiding gezien de LAC-waarden ongewenst is. Toepassing van het model en een baggerlaag van 10 cm zal uiteindelijk een accumulatie geven van 3 mg/kg d.s. De landbouw-bodem voldoet dan niet meer aan de LAC-waarde. Toepassing in een weilanddepot geeft al direct een bodem met een cadmiumconcentratie van 3 mg/kg d.s.

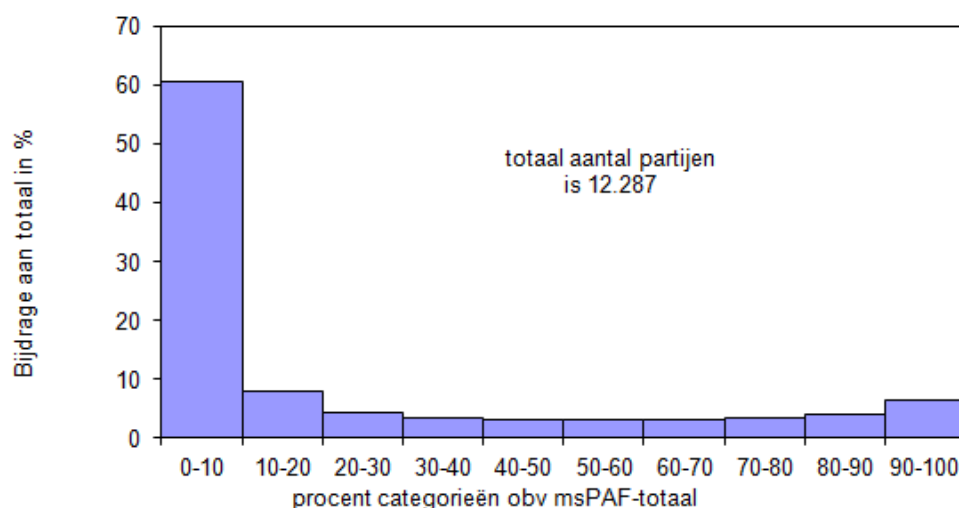
Het sediment van locatie D2 bevat het hoogste PAK-gehalte (22.6 mg/kg d.s.) en de samenstelling van de PAK in het D2-sediment is vergelijkbaar met dat van de overige sedimenten. Door het hoge organische stofgehalte (27%) is deze specie verspreidbaar, zowel volgens de klasse 2 en $msPAF_{organische}$ systematiek ($msPAF_{organisch}=7.5\%$). De specie blijft voldoen aan $msPAF_{organisch}<20\%$ tot het organisch stofgehalte gedaald is tot 10%. Dit betekent dat baggers met een naar de standaardbodem gecorrigeerd PAK-gehalte tot ca. 20 mg/kg d.s. verspreidbaar zijn. Dit is dubbel zo veel als in de oude regeling toen de grens tussen klasse 2 en 3 bij 10 mg/kg d.s. lag. Uitgaande van de verdeling van de beschikbaarheid zoals gegeven in Figuur 49 en verspreiden van 6 cm natte bagger, die vervolgens wordt ingewerkt in de ondergrond, leidt een PAK-gehalte van 20 mg/kg d.s. in de baggergehalte uiteindelijk tot een bijdrage van het baggeren aan het PAK-gehalte van de bodem van 3,8 mg/kg d.s. Het gehalte in de bodem komt dan ruim boven het achtergrond-gehalte. Alleen als de PAK goed afbreekbaar is (fractie zeer langzaam afbreekbaar is $<14\%$) zal de bijdrage van de bagger aan het PAK-gehalte zich beperken tot het in Figuur 25 gegeven gehalte van 0,84 mg/kg d.s. Zo'n lage zeer langzaam afbreekbare fractie is in dit onderzoek niet gemeten (zie Figuur 24 en Figuur 49 voor respectievelijk kleilocaties en depots).

Osté et al. (2008) geven een indeling van de kwaliteit van de baggerspecie in Nederland op basis van de $msPAF_{totaal}$ (Figuur 54). Dit overzicht laat zien dat de meeste baggerspecie (61%) relatief schoon is en een msPAF tussen 0 en 10% heeft (zie ook hoofdstuk 8).

Gebaseerd op Figuur 54 zal verscherpen van de msPAF-criteria in het traject 20-60% betekenen, dat per 10% daling van de geaccepteerde msPAF er ca. 5 % minder baggerspecie verspreidt kan worden. Bij een msPAF van 30% zou 8.3% van de verspreidbare baggerspecie niet meer verspreidbaar zijn.

De situatie bij de onderzochte en relatief meer belaste locaties was iets ongunstiger. Op drie van de 25 kleilocaties had de waterbodem een $msPAF>30\%$ en van de depots voldeden twee van de drie depots er net aan. Het is aannemelijk dat bij een deel van de specie in de categorieën $msPAF>30\%$ ook het achtergrondgehalte in de bodem een hogere en vergelijkbare msPAF zal hebben. Dit gold ook op één van de drie kleilocatie met een verhoogde $msPAF_{metalen}$ in het sediment.

Bij verbetering van de baggerspeciekwaliteit schuift de verdeling op naar links. Species die nu niet aan de criteria voldoen gaan dan net voldoen en mogen verspreid worden. Zoals is aangegeven kunnen juist deze baggerspecies zorgen voor een te hoge accumulatie, en in het geval van een weilanddepot een slechte uitgangssituatie geven voor toekomstig gebruik.



Figuur 54

Verdeling van de baggerspecie over verschillende categorieën op basis van msPAF-totaal (Oste et.al., 2008).

Uit voorgaand blijkt dat bij hoge msPAF-waarden er accumulatie kan optreden voor veel verontreinigingen. Dit geldt extra voor metalen die weinig bijdragen aan de msPAF (Cd, Pb en Hg). De werkelijk verspreide bagger (dit onderzoek en gegevens van waterschappen) heeft in zijn algemeenheid een duidelijk lagere msPAF dan toegestaan. De vraag kan daarom worden gesteld of de hoge waarden, $msPAF_{\text{metalen}} < 50\%$ en $msPAF_{\text{organisch}} < 20\%$ noodzakelijk zijn en er niet volstaan kan worden met bijvoorbeeld $msPAF_{\text{metalen}} < 30\%$ en $msPAF_{\text{organisch}} < 10\%$. In het traject $msPAF_{\text{metalen}} 30-50\%$ en $msPAF_{\text{organisch}} 10-20\%$ kunnen dan de achtergrondgehalten in beschouwing worden genomen. Een ander belangrijk criterium is de pH van de bodem. In veel kleigebieden is de pH relatief hoog. Deze criteria kunnen zonodig worden aangevuld met aan LAC-waarden gekoppelde toetsingswaarden voor de niet-gevoelige metalen als Cd, Pb en Hg. De systematiek van de beoordeling laat dit toe. Er wordt aanbevolen de consequenties hiervan nader te onderzoeken.

Het samenvatten van een groot aantal metingen tot één of twee parameters zoals gebeurt bij msPAF, en daar de beslissing over wel of niet verspreiden aan te koppelen is een aantrekkelijke optie. Het sterke punt van de msPAF, dat er uiteindelijk één getal wordt verkregen, is ook het zwakke punt. Zolang het stoffen zijn die meetellen in de msPAF is dit niet erg. Toepassing van de msPAF bij aanwezigheid van stoffen, zoals Cd, Pb, Hg, die slechts weinig bijdrage aan de msPAF kan echter leiden tot niet-gewenste gevolgen.

De in dit hoofdstuk vermelde voorbeelden geven aan dat het mogelijk is dat verspreiden van baggerspecie die voldoet aan de msPAF-criteria op de langere termijn kan leiden tot een niet-gewenste verslechtering van de kwaliteit van de landbouwgrond en zelfs het niet meer voldoen aan de LAC-waarde. Dit alles werpt de vraag op of het hanteren de msPAF wel beschermend genoeg is bij verontreinigingen met enkele specifieke stoffen, stoffen zoals Cd, Pb, Hg en PAK.

Om ongewenste effecten te voorkomen is het van belang de msPAS-criteria voor verspreiden aan te scherpen. Een suggestie hiervoor is gegeven. Bij een msPAF van 30% zou 8.3% minder baggerspecie verspreidbaar zijn. Als er vervolgens rekening wordt gehouden met het achtergrondgehalte wordt weer meer baggerspecie verspreidbaar.

6 Resultaten en discussie gebruik bioassays

In dit onderzoek zijn er ook depots bemonsterd en de kwaliteit van de bagger grensde in één depot aan de maximale waarden voor verspreiden (Depot A). De aanwezigheid van deze locatie heeft geleid tot de hypothese dat in monsters genomen op deze locatie het mogelijk zou kunnen zijn om effecten te meten. Onderscheid is gemaakt in drie categorieën locaties (tabel 16):

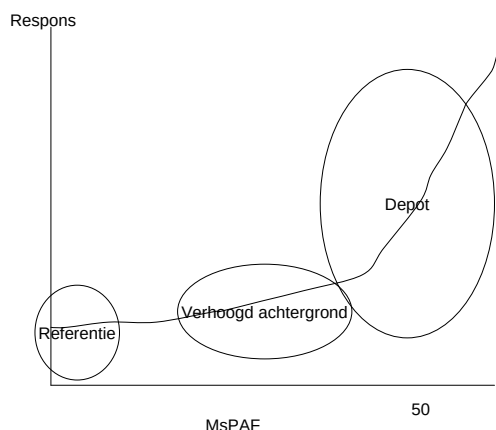
1. **Schone** locaties die qua verontreinigingen voldoen aan de AW2000-waarden. Hiervoor zijn de referenties van de baggerdepots gebruikt.
2. Locaties met **licht verhoogde** concentraties aan verontreinigingen. Hiervoor zijn locaties van het Hoogheemraadschap Rijnland en het Waterschap Hollandse Delta met hun referenties en een aantal depots gebruikt.
3. Locaties met een **verhoogd** gehalte. Hiervoor is het depot gebruikt met de hoogste gehalten (depot A).

Tabel 16

Locaties voor de bioassay.

Locatie	Type	Categorie (zie tekst)	Locatie	Type	Categorie (zie tekst)
HR4-B	Baggerstrook	Licht verhoogd	HK	Depot	Licht verhoogd
HR4-R	Referentie	Licht verhoogd	HK-R	Referentie	Schoon
HR5-B	Baggerstrook	Licht verhoogd	A-1	Depot	Verhoogd
HR5-R	Referentie	Licht verhoogd	A-2	Depot	Verhoogd
D2-B	Baggerstrook	Licht verhoogd	A-R	Referentie	Schoon
D2-R	Referentie	Licht verhoogd	L	Depot	Licht verhoogd
G	Depot	Licht verhoogd	L-R	Referentie	Schoon
G-R	Referentie	Schoon			

Ter verduidelijking is de beschreven hypothese zoals weergegeven in Figuur 54 aangehouden. In de figuur is te zien dat de respons van op de schone locaties niet afwijkt van die van het bij de bioassay gebruikte referentiemonster (KOGB). In monsters met een licht verhoogd verontreinigingsgehalte is het mogelijk een verhoogde respons waar te nemen, en, analoog aan Bosveld et al. (2000), zal deze niet significant zijn. Pas in het vuilste monster uit het depot A met een msPAF van ca. 50% kan de respons verhoogd zijn. De gehalten in de depots zitten op de grens van waar je effecten kunt verwachten bij de regenwormen-toets.



Figuur 55

Hypothese bij het bioassay onderzoek.

Bij de regenwormen zijn, zoals beschreven in §2.2.3, de effecten op vijf soorten parameters onderzocht: het percentage overleving, gewichtstoename en -afname (groei) per overlevende worm, totaal aantal geproduceerde cocons, totaal aantal uitgekomen cocons en het percentage uitgekomen cocons. De gemiddelde parameterwaarden per locatie zijn weergegeven in tabel 16, evenals de samenvatting van de resultaten van de statistische analyses⁸.

De sterfte in de Kooijenburg-controlegrond bedroeg gemiddeld 15% per pot. Dit betekent dat de bioassay in strikte zin niet geheel aan het gangbare geldigheids criterium van gelijk of minder dan 10% sterfte voldeed. De gebruikte regenwormen hadden dus mogelijk een iets mindere conditie. De iets hogere gemiddelde sterfte werd echter grotendeels veroorzaakt door één afwijkende controle-pot uit acht met een sterfte van vier van de vijf wormen. Als men kijkt naar de andere locaties was de overleving in de meeste gevallen beter dan in de Kooijenburggrond. Dit is reden geweest om de testresultaten van de hele proef toch als zodanig te accepteren.

Allereerst is geanalyseerd of de referentielocaties van elkaar verschilden of juist overeen kwamen. Voor drie van de vijf parameters was er sprake van significante verschillen tussen de referentielocaties. Dit waren gemiddelde overleving ($p = 0,012$), gemiddeld aantal geproduceerde cocons ($p < 0,001$) en gemiddeld percentage uitgekomen cocons ($p = 0,17$). Voor de gemiddelde groei en het gemiddeld aantal uitgekomen cocons waren de verschillen tussen de referentielocaties niet significant (resp. $p = 0,053$ en $p = 0,104$). Omdat de referenties zo duidelijk onderling verschilden, en niet allemaal zoals in Figuur 55 een kleine respons gaven, is besloten de analyses per hoofdlocatie uit te voeren en niet over alle (sub)locaties tegelijk. Per hoofdlocatie en per parameter is dus nagegaan of er tussen de (sub)locaties significante verschillen waren en vooral of de (sub)locaties 1 en 2 verschilden van de lokale referentie R (zie tabel 16).

De groepen locaties die voor een parameter onderling significant verschillen, zijn in tabel 16 grijs gearceerd. Binnen deze grijs-gearceerde groepen locaties is in de tabel met vet gedrukte cijfers ook aangegeven of op de betreffende locatie behandeling 1 of 2 significant verschilt van de lokale referentie R op basis van de

⁸ Voor locatie D2-R is tijdens de incubatie van de cocons een petrischaal kapot gevallen. De cocons en jonge wormen hieruit konden niet meer worden gerecupereerd. Voor het aantal uitgekomen cocons en het percentage uitgekomen cocons is voor deze pot het gemiddelde van de overige vijf replica potten gehanteerd, waarna de gebruikelijke statistische evaluatie mogelijk was.

paarsgewijze post hoc testen. Dit was niet altijd het geval, hetgeen mogelijk komt doordat voor de post hoc testen een iets ander statistisch model wordt gehanteerd dan voor de overall ANOVA en GLM analyses.

Tabel 16

*Samenvatting van de resultaten van de bioassays met de regenworm *Lumbricus rubellus*. Grijs gearceerde vakken geven aan dat de overall statistische analyse (ANOVA of GLM) uitwees dat er significante verschillen waren tussen de (sub)locaties op de hoofdlocatie. Als een parameterwaarde vet is gedrukt is deze bij een paarsgewijze toetsing afwijkend van de referentie voor de betreffende hoofdlocatie (bij hoofdlocatie A is alleen getoetst t.o.v. referentie A-R1). De groei is de gemiddelde toename of afname in gewicht per overlevende worm.*

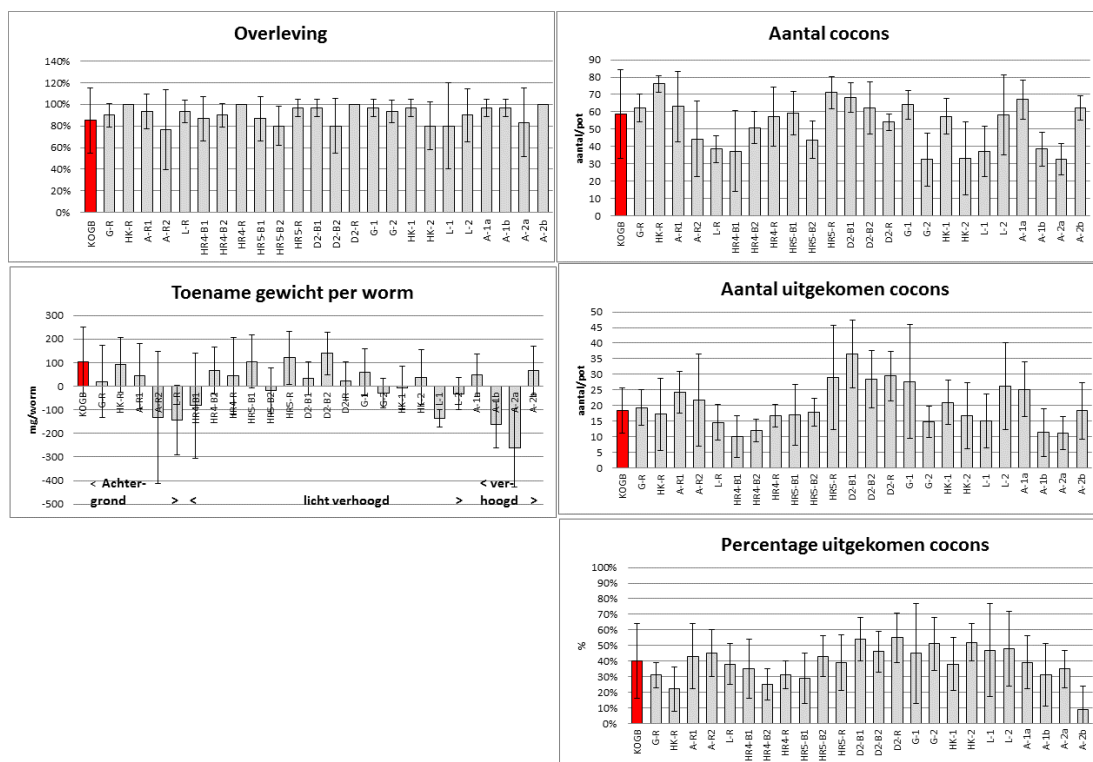
Locatie	Categorie	Overleving (%)		Groei (mg)		Geproduceerde cocons		Uitgekomen cocons		Uitkomst (%)	
		Gem.	SD	Gem.	SD	Gem.	SD	Gem.	SD	Gem.	SD
KOBG	n.v.t.	85%	30%	103.0	149.0	58.8	25.6	18.4	7.3	40%	24%
HR4-R	2	100%	0%	42.7	163.9	57.3	17.1	16.7	3.7	31%	9%
HR4-B1	2	87%	21%	-81.6	223.2	37.2	23.3	10.0	6.7	35%	19%
HR4-B2	2	90%	11%	66.9	100.3	50.8	9.3	12.0	3.6	25%	10%
HR5-R	2	97%	8%	120.7	111.4	71.0	9.1	29.0	16.7	39%	18%
HR5-B1	2	87%	21%	104.6	111.4	59.0	12.6	17.0	9.8	29%	16%
HR5-B2	2	80%	18%	-17.4	95.5	43.8	10.6	17.8	4.4	43%	13%
D2-R	2	100%	0%	22.8	82.1	54.0	4.7	29.4	7.9	55%	16%
D2-B1	2	97%	8%	33.3	70.3	68.3	8.5	36.5	10.9	54%	14%
D2-B2	2	80%	25%	139.0	89.6	62.3	15.0	28.3	9.2	46%	13%
G-R	1	90%	11%	19.6	151.9	62.2	8.0	19.3	5.7	31%	8%
G-1	2	97%	8%	58.9	98.1	64.0	8.4	27.7	18.3	45%	32%
G-2	2	93%	10%	-29.5	63.3	32.3	15.3	14.8	5.0	51%	17%
HK-R	1	100%	0%	91.7	115.6	76.2	4.7	17.2	11.6	22%	14%
HK-1	2	97%	8%	-6.0	91.9	57.3	10.3	21.0	7.2	38%	17%
HK-2	2	80%	22%	37.4	116.1	33.2	21.0	16.7	10.7	52%	12%
A-R1	1	93%	16%	42.5	139.7	63.0	20.4	24.2	6.8	43%	21%
A-R2	1	77%	37%	-133.1	278.8	44.3	22.0	21.7	14.9	45%	15%
A-1a	3	97%	8%	46.8	90.0	67.0	11.2	25.2	8.7	39%	17%
A-1b	3	97%	8%	-163.9	97.4	38.5	9.7	11.3	7.6	31%	20%
A-2a	3	83%	32%	-261.5	167.4	32.3	9.0	11.2	5.3	35%	12%
A-2b	3	100%	0%	66.1	103.6	62.3	6.9	18.3	9.0	30%	15%
L-R	1	93%	10%	-143.3	148.6	38.5	7.8	14.5	5.7	38%	13%
L-1	2	80%	40%	-136.2	36.5	37.0	14.7	15.0	8.6	47%	30%
L-2	2	90%	24%	-31.4	67.8	58.2	23.3	26.2	14.0	48%	24%

De meest gevoelige parameter uit de regenwormen-bioassays bleek voor de geteste gronden het gemiddeld aantal geproduceerde cocons per pot na 28 dagen. Voor vier van de zeven hoofdlocaties leverde dit significante reducties op: de baggerstroken van HR5 en de baggerdepots van hoofdlocaties G, HK en A. Op deze vier hoofdlocaties bleken de wormen blootgesteld aan grond van de sublocaties nr. 2 significant minder cocons te hebben geproduceerd dan in de referentiegrond: HR5-B2, G-2, HK-2 en A-2a.

Naast effecten op het aantal geproduceerde cocons waren er negatieve effecten op de gemiddelde groei, namelijk op depothoofdlocatie A, en negatieve effecten op het gemiddelde aantal uitgekomen cocons, eveneens op hoofdlocatie A. Een significant effect op de groei op baggerstrookhoofdlocatie D2 en een significant effect op het gemiddelde percentage uitgekomen cocons op baggerdepothoofdlocatie HK bleek in beide gevallen een toename te betreffen ten opzichte van de referentie, dus geen negatief effect.

Naast deze effecten was er in twee gevallen sprake van significant negatieve effecten op de overleving van de wormen, namelijk op hoofdlocaties D2 en HK. Dit betrof in beide gevallen echter een maximale reductie tot gemiddeld 80% overleving ten opzichte van 100% overleving in de referentie. Omdat in de controle met Kooijenburgergrond de overleving gemiddeld 85% was, kan worden gesteld dat het effect op locaties D2 en HK weliswaar significant is, maar zeer gering en niet echt biologisch relevant omdat er waarschijnlijk geen grote effecten op de populatie in het veld optreden.

In Figuur 56 zijn de resultaten voor overleving, groei en geproduceerde cocons ook grafisch weergegeven, waarbij de monsters zijn gerangschikt in categorieën met oplopende msPAF (schoon, licht verhoogd en verhoogd). De resultaten van de controle (KOGB) zijn in elke figuur als een rode kolom weergegeven. Duidelijk is te zien dat overleving geen onderscheid geeft tussen de verschillende categorieën. De groei en het aantal cocons in het rechterdeel van de grafiek is lager, maar door ook een verminderd aantal cocons in twee referenties van depots A-R1 en L-R (beiden categorie 1) wordt dit effect verzwakt. Verontreinigingen zijn echter niet de enige parameters die invloed hebben op de resultaten van de regenwormassay. Het kleigehalte heeft ook invloed op de groei en de groei is bij hogere kleigehalten kleiner (Klok et al., 2006). In klei gebruiken de wormen meer energie om te verplaatsen. De monsters L-R, A-R1 en A-R2 bevatten de meeste klei van alle gemeten monsters (respectievelijk 56, 58 en 54 %). Wordt hier rekening mee gehouden dan lijkt er voor aantal cocons en groei meer effect te zijn aan de rechterkant van de figuur.

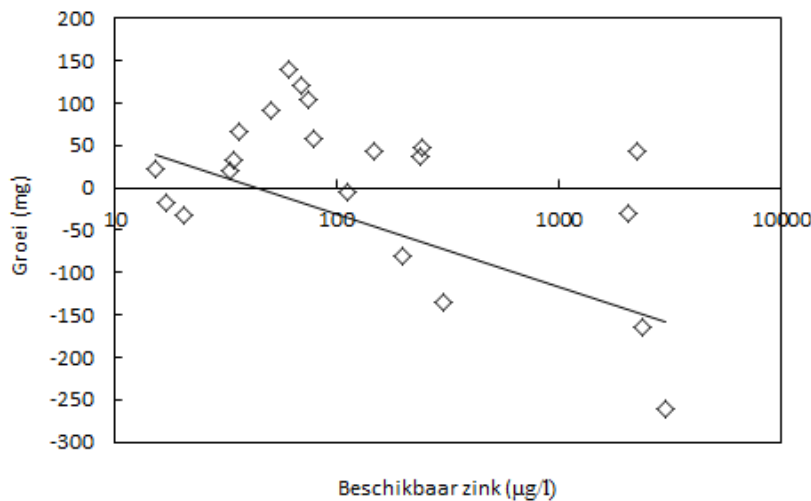


Figuur 56

Resultaten bioassays. De gebruikte monsters zijn gegroepeerd in een groep van vijf waarin alle concentraties onder de AW2000-waarde liggen ($n=5$), Een groep met een licht verhoogd gehalte ($n=15$) en een groep met een verhoogd gehalte (grens van verspreidbaar) ($n=4$). (zie voor groepering figuur: Toename gewicht per worm = figuur links onder).

Het actuele beschikbare zinkgehalte kan een verklaring zijn voor de waargenomen effecten in de regenwormenbioassay (Figuur 57). Het zinkgehalte draagt in sterke mate bij aan de msPAF_{metalen}. Het is echter geen

sterke correlatie ($R^2 = 0.41$). In Figuur 57 zijn de monsters met de hoge kleigehalten (referenties van L en A) niet meegenomen.



Figuur 57

Gemiddelde groei van regenwormen in de bioassay als functie van het actuele, beschikbare zinkgehalte.

Voor dit onderdeel van het onderzoek kunnen de volgende conclusie worden getrokken:

- Het gemiddelde aantal geproduceerde cocons per pot met vijf wormen was voor de geteste gronden de meest gevoelig parameter. Dit betekent dat als er nogmaals bioassays met *L. rubellus* en dit soort gronden worden gedaan, het aanvullend analyseren van de uitkomst van de geproduceerde cocons (de fecunditeit) niet zinvol is. Er kan tijd en moeite worden gespaard.
- De bioassays wijzen uit dat de grond afkomstig van de baggerstroken weinig toxisch is voor de regenworm *L. rubellus*. Slechts in één enkel geval is sprake van een significant effect, een reductie van het gemiddelde aantal geproduceerde cocons op locatie HR5-B2 ten opzichte van de lokale referentie.
- In de gronden van alle baggerdepots, behalve van hoofdlocatie L, worden negatieve effecten op *L. rubellus* gevonden. Dit gaat op drie hoofdlocaties (G, HK en A) alleen om een reductie van het aantal geproduceerde cocons, maar op hoofdlocatie A ook een negatief effect op de groei en het aantal uitgekomen cocons. Op hoofdlocatie A worden dus de meeste soorten negatieve effecten op de regenwormen gevonden en dan vooral met name in de grond van (sub)locatie A-2a. Het actueel beschikbare zinkgehalte kan een verklaring zijn voor de gemeten effecten. Locatie A is ook de locatie waar volgens de onderzoekshypothese de grootste effecten werden verwacht.
- De resultaten zijn in overeenstemming met de hypothese gegeven in Figuur 55, met dien verstande dat de resultaten van de monsters met de hoogste msPAF (ca. 50%) niet liggen in het gebied met sterk verhoogde respons, maar op de overgang van een niet significante respons naar een significante respons.
- Samengevat kan worden gesteld dat op de meeste van de onderzochte locaties de gebruikte bioassay geen significante verhoogde respons hebben laten zien. Pas bij de monsters met de meest verhoogde concentratie aan verontreinigingen lijkt er een meetbaar effect te komen. Deze baggerspecie liggen daardoor op de grens van wat zou mogen worden verspreid.

De resultaten, niet tot net meetbare effecten, sluiten aan op andere onderzoeken waar bagger en bodems zijn onderzocht met een vergelijkbare verontreinigingsgraad. Hofman et al. (2010) testten verschillende baggerspecies na menging met grond (1:3). Zij vonden dat de respons van een aantal bodemorganismen (potworm *Enchytraeus crypticus*, nematode *Caenorhabditis elegans* en de mestworm *Eisenia fetida*) niet significant afweek van de controle. De gebruikte baggerspecies waren meestal licht vervuild en bevatten gehalten aan verontreinigingen vergelijkbaar met dit onderzoek. Zij vonden geen relatie met de verontreinigingsgraad. Bij hogere gehalten aan verontreinigingen in baggerspecie zijn er wel effecten te meten met betrekking tot de groei van gewassen (Bedel et al, 2006). In het Stimuleringsprogramma Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek (SSEO) zijn gebieden onderzocht met verontreinigingssituaties rond de interventiewaarde (Biesbosch, uiterwaarden en toemaakgronden in de Ronde Venen). Conclusie in dit onderzoek (Eijsackers en Van het Groenewoud-Groot, 2007) was dat de effecten van zware metalen vaak goed meetbaar zijn, maar subtiel, variabel en niet spectaculair. Er zijn geen effecten van verhoogde concentraties PAK's waargenomen.

- *De bioassays laten zien dat het verspreiden van baggerspecie op land op de bemonsterde locaties niet heeft geleid tot een aantoonbaar effect op de in de bioassay gebruikte wormenpopulatie.*
- *Bij toepassing van baggerspecie in een depot op de grens van het msPAF-criterium van 50% kunnen er wel effecten gemeten worden.*

7 Baggeren en waterkwaliteit

7.1 Bepalende factoren voor de waterkwaliteit

Zoals in hoofdstuk 1 is aangegeven, is een belangrijk argument om te baggeren vaak de waterkwaliteit, baggeren zou de waterkwaliteit verbeteren. In dit onderzoek is nagegaan of dit ook geldt voor de waterkwaliteit van de onderzochte situaties.

Boeyen et al. (1992) hebben gedurende een aantal jaren het effect van baggeren onderzocht in de Krimpenerwaard en Alblasserwaard. Zij concludeerden dat het vergroten van de diepte een positief effect had op de waterkwaliteit en het doorbreken van de dominantie van kroos belangrijkste factor is. Om dit te doorbreken was aanleg van een kroosbalk als extra maatregel vaak noodzakelijk. Zij stellen dan ook dat baggeren moet samengaan met het nemen van andere maatregelen.

In laagveenwateren kan baggeren effectief zijn om de waterkwaliteit te verbeteren, dit is ook aangetoond door Verberk en Esselink (2007). Zij stellen echter ook dat:

Randvoorwaarde voor succesvol en duurzaam herstel na uitvoering van baggerwerkzaamheden is dat de aanwezigheid van een baggerlaag het belangrijkste knelpunt voor systeemherstel vormde. Dit betekent dat baggeren onderdeel moet zijn van een maatregelenpakket waarbij andere bronnen van eutrofiëring worden aangepakt, waaronder (i) de aanvoer van nutriënten met de inlaat van (gebiedsvreemd) water, (ii) de uitspoeling van nutriënten vanuit bemeste oevers en (iii) de interne mobilisatie van nutriënten uit het veensubstraat. Daarnaast moet voorkomen worden dat (iv) door baggeren een reactieve, zuurstofarme sliblaag wordt blootgelegd.

Ook voor de verbetering van vennen is baggeren een vaak geadviseerde maatregel (O+bn, 2011). Alleen baggeren kan echter voor de fauna leiden tot het verdwijnen van doelsoorten (Van Kleef en Esselink, 2004). Aanbevolen wordt stapsgewijs (in tijd en ruimte) te baggeren om herkolonisatie makkelijker te maken. Ook in vennen wordt kwaliteitsverbetering meestal verkregen door een combinatie van diverse maatregelen, die specifiek zijn voor de te verbeteren locatie (Verberk et al., 2007).

Fosfaat zorgt voor eutrofiëring van het oppervlaktewater en wordt daardoor ervaren als een probleemstof. Bagger kan ook veel fosfaat bevatten. Het verwijderen van bagger kan daardoor een nuttig effect hebben op de waterkwaliteit, een belangrijke fosfaatbron wordt weggenomen, waardoor de kwaliteit van het oppervlaktewater verbetert. In het project BaggerNUT (Watermozaiek, 2011) wordt momenteel via een reeks praktijkexperimenten, in combinatie met wetenschappelijk onderzoek, een meet- en beoordelingssysteem ontwikkeld. Daarmee kunnen waterbeheerders routinematig en op grote schaal de mate van interne eutrofiëring bepalen en maatregelen die dit tegengaan, testen op hun (kosten)effectiviteit. Dit systeem wordt tijdens het project op 24 locaties toegepast. Achtergrond bij dit project is dat de ecologische doelen voor sloten, vaarten, meren en plassen vaak worden belemmerd door interne eutrofiëring: het vrijkomen van stikstof en fosfaat uit bagger en waterbodem. Het via baggeren verwijderen van verrijkte waterbodems is een voor de hand liggende maatregel om interne eutrofiëring tegen te gaan, maar het is nog onvoldoende duidelijk hoe deze maatregel precies moet worden uitgevoerd om maximaal effect te sorteren. Bovendien is de maatregel relatief duur.

Voor de Kaderrichtlijn Water spelen de prioritaire stoffen zink en koper een belangrijke rol. Zink en koper zijn, zoals ook in dit onderzoek is gevonden, voor baggerspecie vaak kwaliteit bepalend. De concentratie koper en

zink in het oppervlaktewater is afhankelijk van de redoxpotentiaal in het slootsysteem. In de waterbodem kunnen de metalen sterk worden vastgelegd als sulfiden en de sulfidenconcentratie kan hoog zijn in waterbodems (zie tabel 12). In de overgang tussen waterbodem en water worden de sulfiden weer geoxideerd, waardoor de koper- en zinkconcentraties weer kunnen toenemen. Aanwezigheid van complexerende stoffen (opgeloste organische stof) hebben bovendien een grote invloed op de concentraties (Achterberg et al., 1997). Bij de overgang anaerobe/aeroob wordt de grootste hoeveelheid opgeloste organische stof gevormd. Hierdoor ontstaat er een concentratiegradiënt in de waterfase met een hogere concentratie koper en zink nabij de waterbodem (Vink et al., 2010). Baggeren en verdiepen zal dus invloed hebben op de concentraties in het water. Vastleggen of dit ook werkelijk gebeurd is echter niet eenvoudig. Aanwezigheid van een kroosdek bijvoorbeeld, beïnvloedt ook de zuurstofhuishouding van de sloot en daarmee de concentratie koper en zink in het oppervlaktewater.

Verbetering van de waterkwaliteit door baggeren hoeft voor afzonderlijke waterkwaliteitsparameters als zuurstof en mate van algengroei niet altijd juist te zijn. Er zijn situaties denkbaar dat juist het omgekeerde kan optreden. Bijvoorbeeld als het doorzicht klein is en door baggeren de sloot te diep wordt voor ondergedoken waterplanten. Drijvende waterplanten (eendenkroos) komen dan wel tot ontwikkeling en kunnen uiteindelijk zorgen voor zuurstofloos water. Van Zuidam et al. (2009) veronderstellen dat onderhoud (schonen en baggeren) in sloten van grote invloed is op het ontstaan en in stand houden van een diverse of een kroos gedomineerde vegetatie. Schonen en baggeren hebben tot gevolg dat zowel ondergedoken (submerse) als drijvende vegetatie verwijderd worden. Een verschil in effect op de twee vegetaties is dat van de ondergedoken vegetatie de meeste individuen die in het water achterblijven beschadigd worden (verknippen en ontwortelen). Van kroos blijft echter altijd een groot aantal intacte individuen achter. Dit kan tot gevolg hebben dat kroos in de periode na baggeren een voordeel heeft, doordat het naast een hoge potentiële groeisnelheid ook met veel intacte individuen aanwezig is, waardoor het snel nieuwe biomassa opbouwt. Naast de fysieke verstoring van de vegetatie treedt bij het baggeren ook vaak resuspensie van het sediment op. De opwerveling van organisch materiaal zorgt voor tijdelijke beperking van de lichtdoorval en voor een verhoogde zuurstofconsumptie in de waterkolom als gevolg van afbraakprocessen, waardoor de zuurstofconcentraties omlaag gaan. Dit heeft mobilisatie van fosfaat uit het sediment tot gevolg en dit leidt tot een toename van de hoeveelheid direct beschikbare nutriënten voor kroos. Baggeren zou dus op meerdere manieren een omslag naar kroosdominantie kunnen veroorzaken of handhaven. De groei van ondergedoken waterplanten kan extra bemoeilijkt worden in gebieden waar het doorzicht beperkt is. Bij verdieping door baggeren is het dan mogelijk dat er onvoldoende licht doordringt tot de bodem en ondergedoken waterplanten niet vanuit de bodem tot ontwikkeling kunnen komen.

Voorgaand voorbeeld is een argument tegen baggeren, maar zoals gesteld is niet baggeren in sloten geen optie. Baggeren en vooral slim baggeren kan echter ook een positief effect hebben op de waterkwaliteit:

- Door de grotere waterdiepte warmt het water minder snel op (temperatuurbuffer). Afbraakprocessen gaan dan minder snel en dit heeft een positief effect op het zuurstofgehalte.
- Door de grotere waterdiepte bevat de sloot meer zuurstof en zal 's nachts het zuurstofgehalte minder snel dalen.
- De bagger bevat fosfaat en verwijderen hiervan vermindert de nalevering van fosfaat en daardoor de kans op algenbloei of een teveel aan eendenkroos.

Netten en Peeters (2011) geven aan dat baggeren tijdens of direct na een strenge winter leidt tot een vermindering van de overwinteringsknoppen van drijvende waterplanten en daarom het laatste zetje kan geven om het watersysteem in de gewenste staat te krijgen.

Aanwezigheid van een diverse fauna is ook een goede indicator voor een goede waterkwaliteit. Twisk et al. (2000) laten zien dat de wijze van baggeren, tijdstip, frequentie en gedeeltelijk baggeren belangrijk zijn bij het stimuleren van de aanwezigheid van kokerjuffers, libellen en amfibieën. Ook de samenstelling van de vegetatie

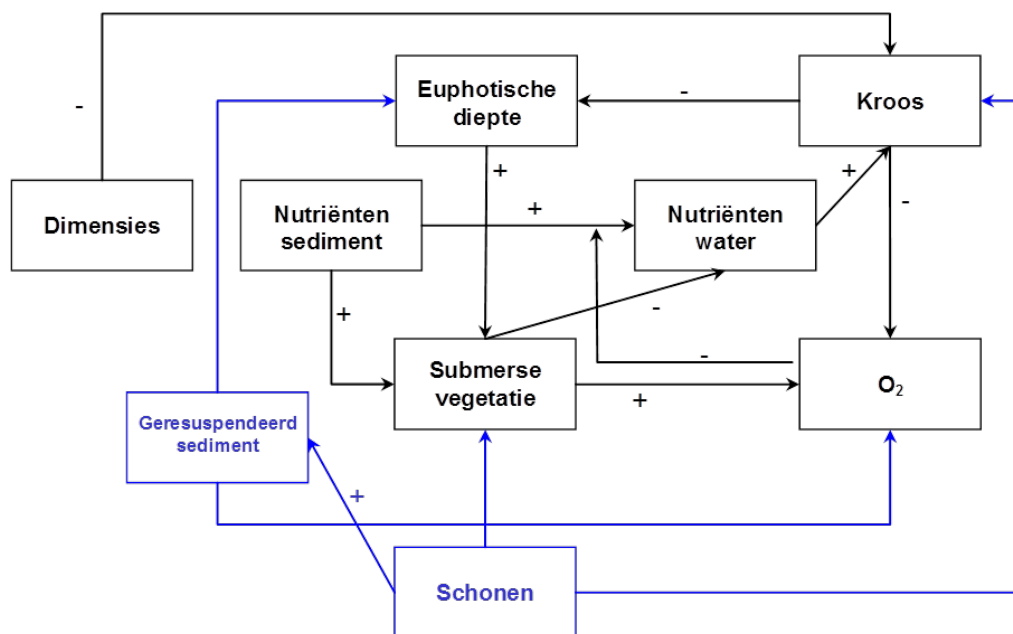
hangt samen met de wijze van baggeren (Twisk et al., 2003). Een belangrijk criterium dat uit deze onderzoeken komt is de waterdiepte en een diepte van 60-80 cm wordt aanbevolen. Verder wordt vastgesteld dat er veel andere criteria zijn die meespelen bij de te verkrijgen waterkwaliteit en baggeren niet de enige factor is. In Twisk en Werumeus Buning (2003) wordt voor de polder Bergambacht aangegeven dat de volgende maatregelen nodig zijn om de waterkwaliteit te verbeteren:

- Lagere mestgift
- Mestvrije slootkant
- Verbetering effluent RWZI's
- Reductie ongerioleerde lozingen
- Reductie vuiluitwerp riolering
- Kroosverwijdering
- Baggeren

Door het nemen van al deze maatregelen werd een verminderde kroosbedekking verkregen.

Voor vissen is het van belang een open verbinding met de boezem te hebben (Ottburg et al., 2006). Baggeren zorgt voor een sterke achteruitgang van de visstand en open sloten herstellen zich het snelst. Geconstateerd is ook dat amfibieën een voorkeur hebben voor sloten die via een duiker zijn verbonden met de boezem. Aanbevelingen worden gedaan voor duikerontwerp en slootonderhoud, die moeten leiden tot een goede visstand en zo de biodiversiteit van het slootsysteem te verhogen.

De rol van de sloot dimensies en nutriënten en de 'beperkte' rol van schonen en baggeren komen ook duidelijk tot uiting in Figuur 58 (Zuidam et al., 2009).



Figuur 58

De mechanismen die in sloten belangrijk verondersteld worden voor de vegetatiesamenstelling, met in blauw de mechanismen die verband houden met schonen (en baggeren). Bron: Zuidam et al., 2009.

7.2 Waarnemingen op de geselecteerde locaties

7.2.1 Belasting

Uitgangspunt bij de selectie van locaties was dat de baggerspecie een verhoogde hoeveelheid verontreinigingen moest bevatten. Door deze voorwaarde zijn er automatisch locaties uitgekomen waar sprake was van een belasting, die ook sterk bepalend is voor de waterkwaliteit. Wegnemen van de belasting is een belangrijke factor om de waterkwaliteit te verbeteren. De concentratie van de verontreinigingen is niet zodanig dat dit kan leiden tot een slechte waterkwaliteit (zie ook modellering). Een belangrijke factor voor de waterkwaliteit zijn de nutriënten. Op vrijwel alle locatie is er sprake van belasting door nutriënten, die in het water komen door:

- Landbouwkundige activiteiten. Meststoffen komen in het water door oppervlakkige afstroming en uitspoeling. Zeker in de gevallen waarbij bemesting tot de rand van de sloot plaats vindt is dit een belangrijke factor, zie Figuur 59a.
- Afbraak van veen. De organische stof van veen bevat N en P. Dit komt vrij bij de afbraak van veen.
- Drijvende planten. Drijvende planten als Azolla en Lemna sluiten bij een gesloten kroosdek het water af, waardoor de aanvoer van zuurstof wordt beperkt. De waterbodem verbruikt zuurstof en door de ontstane zuurstofloosheid wordt de beschikbaarheid van fosfaat verhoogd. Hierdoor groeit het kroos nog beter.

Bij de locaties in Zuid-Holland is de nutriënten belasting in combinatie met het ontstane kroosdek bepalend voor de waterkwaliteit (Figuur 59b)



a. Uitrijden van mest tot aan de rand van de sloot

b. Azolla zorgt voor een kroosdek

c. Lemna zorgt voor een kroosdek

Figuur 59

Foto's van verschillende omstandigheden in sloten.

Nabij de locaties werd een betere kwaliteit (zuurstofhoudend water) waargenomen als er sprake was van:

- Stroming. Door de stroming krijgen Azolla en Lemna niet de kans een kroosdek op te bouwen. Figuur 59 laat een sloot zien met ondergedoken waterplanten in een gebied met meest kroosgedomineerde sloten. In deze slot stroomde het water terwijl de sloot slechts 30 cm diep was.
- Grotere oppervlakten. Op grotere oppervlakten heeft de wind grip, waardoor er geen gesloten kroosdekken ontstaan.
- Vegetatie op de kant vermindert de hoeveelheid licht, waardoor een kroosdek wordt voorkomen en het water zuurstof blijft bevatten. Ondergedoken waterplanten krijgen echter ook een kleinere kans.
- Gaande van de bemonsterde locaties in de richting van minder belaste gebieden verbetert in het algemeen de waterkwaliteit (minder kroos en meer ondergedoken waterplanten).



Figuur 60

Stromende sloot met ondergedoken waterplanten in een gebied met kroosdek-gedomineerde sloten.

7.2.2 Verzilting

Op de bemonsterde locaties in Noord-Holland was het beeld anders. Over het algemeen zijn er buiten het riet aan de slootkanten weinig waterplanten aanwezig. Los van een aantal doodlopende slootjes is er geen kroos gesignaleerd in de sloten. Het water was troebel, maar bevatte wel zuurstof (4-8 mg/l). Bepalende factor voor de waterkwaliteit, en in dit geval de afwezigheid van drijvende en ondergedoken waterplanten, is hier hoogst waarschijnlijk de belasting met zout (geleidbaarheid ca. 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$).



Figuur 61

De bemonsterde sloten in Noord-Holland op 15 september 2011.

7.2.3 Begroeiing

In Zeeland zijn de sloten meestal smaller. De bemonsterde sloten waren vol riet en er was nauwelijks water aanwezig. Voor zover te meten bevatte het water wel zuurstof (5 à 6 mg per liter). In de enige grote en niet dichtgegroeide waren geen waterplanten aanwezig, het water was troebel met een positief zuurstofgehalte (6 mg/l). Riet heeft een gunstig effect op de waterkwaliteit als de sloot belast wordt met nutriënten, zwevende stof en verontreinigingen. Het riet wordt in het najaar verwijderd (schonen/hekkelen), waardoor de afvoerfunctie van de sloot gedurende de winter verbetert. Zonder schonen zou de sloot snel dichtgroeien en het schonen heeft dus invloed op de waterkwaliteit. De filterende werking van riet verdwijnt echter ook bij het

schonen. Bij baggeren wordt naast het verwijderen van riet ook de maatvoering van de sloot weer hersteld en geldt in principe hetzelfde als bij schonen. Grote veranderingen in waterkwaliteit zijn pas te verwachten als de maatvoering na baggeren zodanig wordt, dat de sloot niet meer gaat dichtgroeien. Het is dan wel de vraag of er andere waterplanten gaan groeien die de waterkwaliteit gunstiger gaan beïnvloeden dan riet doet.

Door de kleine maatvoering van de sloten in Zeeland en het dichtgroeien van de sloot is het mogelijk dat de sloot gaat droogvallen. Zowel droogvallen als de aanwezigheid van riet zorgt voor introductie van zuurstof in de baggerlaag. Dit heeft gevolgen voor de baggerkwaliteit omdat dan afbraak van PAK en olie mogelijk wordt en eventueel aanwezige sulfiden worden geoxideerd. Of dit optreedt bij de onderzochte Zeeuwse locaties is niet nader onderzocht.



Figuur 62

De bemonsterde sloten in Zeeland op 21 september 2011.

Zoals al vermeld in 7.2.1 (klopt dit getal, verwijst niet terug maar vooruit) zorgt begroeiing aan de kant voor beschaduwing van het water en daardoor minder kroosdek en andere waterplanten.

7.3 Effect van baggeren op waterkwaliteit

Het was op geen van de locaties mogelijk om een relatie vast te stellen tussen de baggeractiviteit en de waterkwaliteit, los van het feit dat zonder baggeren de sloot dichtgroeit en er uiteindelijk geen water meer overblijft. Bedekking van de sloot met drijvende planten als gevolg van belasting met voornamelijk nutriënten is op veel van de onderzochte locaties bepalend voor de waterkwaliteit. Het water wordt hierdoor zuurstofloos, waardoor veel fauna niet kan overleven. Op deze onderzochte locaties is aanpak van de belasting van de sloot en het voorkomen van een kroosdek daarom een belangrijkere activiteit om de waterkwaliteit te verbeteren dan baggeren. Op andere locaties was de zoutbelasting bepalend. Ook kan de maatvoering bepalend zijn voor het verkregen ecologische systeem, doordat de sloot dichtgroeit met riet.

Bagger kan de prioritaire stoffen koper en zink bevatten. De gehalten van koper en zink in de waterfase zijn onder andere afhankelijk van de redox-potentiaal, recente veranderingen in deze redoxpotentiaal, de pH, opgelost organische stof, aanvoer van water. Gezien de grote variabiliteit op de bemonsterde locaties is het niet zinvol gevonden koper en zink in de waterfase te gaan meten. Dit zou een momentopname zijn en of het wel of niet verwijderen van de baggerspecie bepalend zou zijn voor de gemeten waterkwaliteit zou moeilijk vast te stellen zijn. Hiervoor is een uitgebreider onderzoek nodig, waarbij rekening wordt gehouden met alle factoren.

Baggeren kan het meeste effect op de waterkwaliteit hebben als het bekeken wordt vanuit een specifieke situatie. Zoals in 7.2.1 beschreven zijn in stromende systemen minder waterplanten aanwezig. Hetzelfde geldt

voor grotere wateroppervlakten waar de wind vat op heeft. Sloten worden echter standaard gedimensioneerd volgens de legger⁹. Baggeren kan worden gebruikt om sloten zodanig te dimensioneren dat dominantie van drijvende waterplanten minder snel kan optreden. Gebruik zou kunnen worden gemaakt van een combinatie van het versmallen van sloten (meer stroming) en verbreden (meer windinvloed), waarbij ook rekening wordt gehouden met overige kenmerken als aanwezigheid van schaduw door begroeiing en situering t.o.v. de overheersende windrichting in voorjaar en zomer. Dit moet echter wel zodanig gebeuren dat de afvoerfunctie van het slotensysteem in het winterhalfjaar en incidenteel in de zomer niet in gevaar komt.

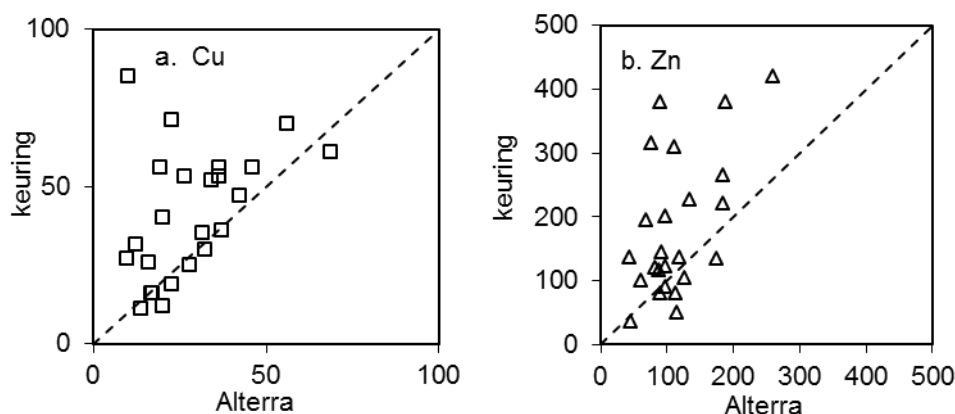
De suggesties die hierboven gegeven zijn zullen moeilijk te implementeren zijn, omdat dit per locatie en afhankelijk van weersomstandigheden zal leiden tot verschillende baggerregiems. Baggeren kan bovendien niet los worden gezien van het schonen van sloten, een activiteit die jaarlijks plaats vindt. Hiernaast hebben sloten verschillende functies; in de winter voornamelijk afvoer en in de zomer voornamelijk aanvoer van water. Een complex geheel, maar baggeren en ook schonen zijn essentiële acties om het Nederlandse sloten systeem in tact te houden en zouden daarom een belangrijkere functie moeten hebben om de gewenste waterkwaliteit te krijgen. Om hier grip op te krijgen is het onvoldoende om alleen het effect van baggeren op de waterkwaliteit te onderzoeken. Het gaat om het totale systeem waarbij uiteindelijk ook keuzes moeten worden gemaakt, aan- en afvoerfunctie voor water, ontwatering, waterberging, landbouw, natuur enz. Alleen een brede integrale studie kan deze antwoorden geven. Belangrijk hierbij is het om te realiseren dat het niet altijd eenvoudig is om van een systeem gedomineerd door kroos via beheer over te gaan naar een systeem met een gevarieerde vegetatie. Er moet dan rekening worden gehouden met kantelpunten (Scheffer, 2009) en passeren van zo'n kantelpunt kan veel inspanning vergen.

- *Er zijn voldoende redenen om te veronderstellen dat baggeren in zijn algemeenheid een positieve invloed heeft op de waterkwaliteit. Er zijn echter meer factoren die bepalend zijn voor de waterkwaliteit. Op de onderzochte locaties waren belangrijke factoren 1) belasting met nutriënten, 2) verzilting en 3) het dichtgroeien van de sloot.*
- *Om de waterkwaliteit te verbeteren is een integrale benadering nodig en moet met alle factoren en de locatie specifieke omstandigheden rekening worden gehouden. Alleen baggeren leidt op de meeste locaties niet tot succes.*

⁹ De legger bestaat uit kaarten en een beschreven deel met daarin aangegeven wie voor welk waterstaatswerk (watergang, dam, duiker, waterkering etc.) onderhoudsplichtig is en wat deze onderhoudsplicht inhoudt (Wetterskip Fryslan).

8 Ontwikkeling baggerspeciekwiteit

Bij de selectie van de locaties werd de indruk verkregen dat de huidige sedimentkwaliteit beter is dan de kwaliteit in het verleden. Dit is getoetst door de bij de keuring gemeten sedimentkwaliteiten uit te zetten tegen de waarden gemeten door Alterra. Tevens is de 1/1 lijn weergegeven (Figuur 67). Als de punten rond deze lijn liggen, dan is de kwaliteit hetzelfde gebleven. Dit was ook zo voor de meeste elementen, maar koper en zink die juist vaak in verhoogd gehalte aanwezig zijn liggen boven de lijn. Dit betekent dat de later door Alterra gemeten monsters schoner zijn. Hier mag echter niet uit geconcludeerd worden dat de bagger schoner is geworden. De manier van bemonstering en de diepte waarover is bemonsterd kunnen afwijken. Belangrijkste verschil is echter het moment van bemonstering. Het waterschap doet dit als de baggernoodzaak is vastgesteld, dus bij een maximale opbouw van de bagger en kort voor het moment van baggeren. Door Alterra is bemonsterd op een meer willekeurig tijdstip dat ook vlak na de laatste maal baggeren kan liggen. De menging met de 'schonere' basis van de sloot speelt dan een grotere rol.



Figuur 63

Vergelijking van (a) koper- en (b) zinkgehalten gemeten bij de keuring en door Alterra bij de uitvoering van dit onderzoek.

Een betere vergelijking wordt verkregen als er sedimenten worden vergeleken die op eenzelfde moment zijn bemonsterd, dus beide kort voor het baggeren. Waterschap Hollandse Delta heeft van 178 locaties de kwaliteitsgegevens uit de periode 2000-2004 en van de periode 2006-2010. De locaties liggen in IJsselmonde (14), Hoekse waard en Eiland van Dordrecht (109), Goeree-Overflakkee (86), en Voorne-Putten (9). Het waterschap heeft beoordeeld of de bemonsterde locaties in beide perioden, gedeeltelijk (8), gedeeltelijk/grotendeels (7), grotendeels (35), bijna geheel (26) of geheel (102) overeenkomen. De geselecteerde locaties liggen in het landelijk gebied.

Getoetst is of de kwaliteit van de waterbodem van 2000-2004 verschilt van de periode 2006-2010. Daarbij is gekeken naar de gehalten van de individuele stoffen en de op basis van lutum en organische stof genormaliseerde gehalten (bodemtype correctie). De locaties die maar gedeeltelijk of gedeeltelijk/grotendeels in beide periode overeenkomen zijn weggelaten in de analyse zodat er vijftien locaties afvallen en er 163 overblijven. Alle gehalten beneden de rapportagegrenzen zijn niet meegenomen in de toetsing.

De gegevens zijn tweezijdig gepaard getoetst. In tabel 18 is per stof het verschil tussen de twee bemonsteringsperioden te lezen, het aantal analyses waarop dat gebaseerd is, en de significantie. Bij een significant verschil ($p < 0.05$) is de achtergrond grijs. Bij de organische verbindingen is geen van de verschillen significant behalve de stijging van het gehalte minerale olie. Bij de zware metalen is ook geen van de verschillen significant, behalve bij chroom. Opvallend zijn de waterbodemanalyses die wel significant verschillend zijn: de deeltjesgrootte en het kalkgehalte. Dit geeft aan dat het type bagger in de periode 2006-2010 iets minder lutum, silt en kalk bevat dan in de periode 2000-2004. Dit kan zijn veroorzaakt door verschil in bemonstering, bijvoorbeeld de bemonsterde diepte.

Tabel 18

Verskil tussen waterbodemanalyse in periode 2000-2004 en periode 2006-2010. Een positief verschil wijst op een afname als functie van de tijd. Stoffen met onvoldoende analyse zijn weggelaten uit de tabel.

Stof	N	Verskil	P	Stof	N	Verskil mg/kg	P
		%		Minerale olie	14	-261	0.046
<2 µm	160	1.2	0.001	4,4'-dichloordifenyldichloorethaan	32	1.4	0.105
<16 µm	161	2.6	0.001	Benzo(ghi)peryleen	118	-0.02	0.131
CaCO ₃	161	0.89	0.001	Benzo(k)fluorantheen	123	-0.020	0.2
< 63 µm	137	23.9	0.001	Indeno(1,2,3-cd)pyreen	119	-0.025	0.2
organische stof	161	0.5	0.257	2,4'-dichloordifenyldichlooretheen	101	-3.154	0.3
		mg/kg		Benzo(b)fluorantheen	83	0.096	0.3
Cr	153	4.8	0.001	Dibenzo(a,h)antraceen	16	0.016	0.3
Ni	143	0.45	0.156	Fenantreen	107	-0.201	0.4
Zn	139	6.3	0.223	Fluorantheen	160	-0.342	0.4
As	149	-0.23	0.319	Pyreen	88	-0.294	0.5
Cu	139	0.91	0.558	Chryseen	142	0.064	0.5
Cd	36	0.03	0.568	Fluoreen	47	0.009	0.6
Pb	115	-0.53	0.627	Benzo(a)pyreen	123	-0.021	0.6
Hg	23	0.003	0.904	Benzo(a)antraceen	147	0.025	0.8
				Antraceen	88	0.002	0.9
				EOX	49	-0.003	1.0

Omdat de kleigehalten tussen de perioden verschilt, zijn de gegevens ook getoetst nadat ze via de bodemtypecorrectie genormaliseerd zijn tot gehalten bij 10% organische stof en 25% lutum. Bij de zware metalen zijn dan significante verschillen tussen de twee bemonsteringsperiodes voor Cr, Ni en Zn (Tabel 19). De daling van gemiddeld 11 mg/kg Zn, na bodemtype-correctie, is relatief groot. Zn is sterk bepalend voor de kwaliteit van de baggerspecie en een kleine verbetering van de baggerspeciekwaliteit is dus mogelijk en bevestigt het vermoeden. Voor de organische verbindingen zijn er geen significante veranderingen.

Tabel 19

Verskil tussen waterbodemanalyse in periode 2000-2004 en periode 2006-2010 waarbij de gehalten zijn genormaliseerd via de bodemtype-correctie. Een positief verschil wijst op een afname. Stoffen met onvoldoende analyse zijn weggelaten uit de tabel.

Stof	N	Vershil mg/kg	P	Stof	N	Vershil mg/kg	P
Cr	152	2,6	0,002	Benzo(k)fluorantheen	120	-0,04	0,4
Ni	141	2	0,01	Benzo(ghi)peryleen	117	-0,04	0,4
Zn	139	11,1	0,034	Indeno(1,2,3-cd)pyreen	117	-0,05	0,4
As	147	0,44	0,2	Fluoreen	47	0,06	0,4
Hg	23	0,13	0,3	Benzo(a)antraceen	144	-0,07	0,6
Cd	36	0,06	0,5	Fenantreen	107	-0,04	0,7
Pb	114	0,26	0,8	Benzo(b)fluorantheen	83	0,02	0,8
4,4dichloordifenyldichloorethaan	32	4,3	0,06	Dibenzo(a,h)antraceen	16	0,04	0,8
Minerale olie	14	-263	0,07	EOX	49	0,01	0,9
Benzo(a)pyreen	123	-0,09	0,3	4,4'-dichloordifenyldichlooretheen	49	-0,25	0,9
Antraceen	87	0,09	0,3	Pyreen	87	0,01	1,0
Fluorantheen	159	-1,0	0,3	Chryseen	140	-0,001	1,0

Osté et al. (2010) vonden bij het vergelijken van een landelijke waterbodembodem data base van 2006 en 2010 dat de gemiddelde msPAF_{metalen} van baggerspecie (excl. Klasse 4) licht was gedaald van 14,2 naar 12,7. De hiervoor vermelde daling in het zinkgehalte van 11 mg/kg d.s. in het data bestand van Hollandse Delta kan deze daling verklaren. De msPAF_{organisch} was constant gebleven, 4,5 in 2006 tegen 4,6 in 2010.

Kramer et al. (1997) laten met modelberekeningen ook zien dat er een vertraging zit in het reduceren van emissies en de kwaliteit van de baggerspecie en er decennia's nodig zijn voordat een duidelijke verbetering is bereikt voor PAK. Voor zware metalen wordt ook geen snelle verbetering verwacht en wordt er op gewezen dat de kwaliteit van de omliggende bodem sterk bepalend is voor de te verwachten sedimentkwaliteit (Kramer et al., 1998). Dit laatste wordt ondersteund met dit onderzoek (zie hoofdstuk 3.2). In gebieden met een verhoogd achtergrondgehalte is de baggerspeciekwaliteit vergelijkbaar met de kwaliteit van de omliggende bodem en is dus geen verbetering van de baggerkwaliteit te verwachten.

In hoofdstuk 3.8 is ingegaan op de PCB's en OCB's. Dit zijn stoffen waarvan het verbruik veelal niet meer is toegestaan. Dit zou moeten gaan leiden tot een verbetering van de bodem- en sedimentkwaliteit. Bij DDT kan de landbodem worden aangewezen als de belangrijkste bron. De kwaliteit van de waterbodembodem gaat verbeteren als DDT en haar metabolieten via biologische afbraak uit het milieu verdwijnen. Dit is echter een zeer langzaam proces. Net als bij PAK gaat verbetering van de kwaliteit van de baggerspecie langzaam.

De indruk bestaat dat de kwaliteit van de baggerspecie in de loop der jaren is verbeterd. In dit onderzoek is nagegaan of dit ook wordt bevestigd door waarnemingen. In de periode 2000-2010 kon geen sterke verbetering van de baggerspeciekwaliteit worden aangetoond, met uitzondering van kleine verbetering voor zink.

Of de kwaliteit van de baggerspecie nu beter is dan in de periode 1960-1990 kon niet worden vastgesteld, omdat van de periode 1960-1990 geen gegevens beschikbaar zijn. Dit blijft dus een vermoeden. In de gebieden waar de kwaliteit wordt bepaald door de kwaliteit van de omliggende bodem is geen verbetering te verwachten voor het gehalte zware metalen.

Voor organische verontreinigingen als PCB's en OCB's, maar ook PAK, zijn de bronnen aanzienlijk gereduceerd. Door de persistentie van deze stoffen zal het nog enige tijd duren voor dat dit merkbaar is in de kwaliteit van de baggerspecie.

9 Conclusies

Het doel van het onderzoek was om vast te stellen op welke manier het bodemsysteem (in eerste instantie abiotisch en in tweede instantie biotisch) verandert en al veranderd is (in vergelijking met de referentie) als er baggerspecie uit de watergang op het (aanpalende) land wordt verspreid en of deze verandering nadelig is voor a) de ecologie van het systeem en b) de landbouwfuncties.

Het onderzoek heeft zich gericht op de verspreiding van baggerspecie in het landelijk gebied in klei- en veengebieden en percelen in gebruik bij de landbouw. Klei- en veengebieden zijn de gebieden waar de meeste baggerspecie wordt verspreid. Dit geeft de reikwijdte van deze studie. Het is bijvoorbeeld niet zonder meer mogelijk de conclusies te extrapoleren naar verspreiding van bagger in zandgebieden of naar toepassing van baggerspecie uit het stedelijk gebied.

De vraagstellingen van het onderzoek waren:

- I. Wat zijn de lotgevallen van verontreinigingen in het bodem- en watersysteem (sloot - landbodem) als gevolg van het verspreiden van licht tot matig verontreinigde baggerspecie?
- II. Leidt het frequent verspreiden van licht tot matig verontreinigde baggerspecie op land op de lange termijn tot accumulatie van verontreinigingen in de landbodem? Hierbij aansluitend ook specifiek de vraag of hiervan sprake is bij baggerspecie met een kwaliteit rond de klasse 2 grens of de (nieuwe) msPAF-grens voor verspreidbaarheid.
- III. Wat is de invloed van frequente verspreiding (lange termijn) op meetbare effecten in het bodemecosysteem?

Om antwoord te kunnen geven op de vraagstellingen van het project zijn in de vorige hoofdstukken per onderdeel conclusies getrokken. Deze conclusies worden in hoofdstuk 9.1 geïntegreerd tot hoofdconclusie (**vet gedrukt**), waarna wordt ingegaan op de reikwijdte van de conclusie. Hierna wordt in hoofdstuk 9.2 teruggekomen op de vraagstellingen en de gevolgen van de antwoorden voor het beleid.

9.1 Conclusie van het onderzoek

1 De wijze van verspreiden van licht verontreinigde bagger in een dunne laag op de kant, die tot nu toe is toegepast, heeft niet geleid tot een verslechtering van de bodemkwaliteit in klei- en veengebieden.

- Het onderzoek baseert zich op het vergelijken van metingen verricht in de strook waar bagger is verspreid met metingen in het deel van het perceel waar geen bagger is verspreid. Hiernaast is de plaatselijke baggerkwaliteit gemeten en is gebruik gemaakt van gegevens van de waterschappen over de kwaliteit van de baggerspecie.
- De werkelijk verspreide bagger heeft een kwaliteit vergelijkbaar met de kwaliteit van de bodem waarop bagger is verspreid. Voor een aantal componenten is er een verhoging ten opzichte van het normale concentratie traject.
- Door de voornoemde verhoging is de bagger is geclassificeerd als klasse 2. In vergelijking met de huidige AW2000-waarde geeft de bagger maar een kleine overschrijding van deze waarde. Belangrijke voorbeelden met een beperkte overschrijding zijn koper en PAK, die respectievelijk veel voorkomen in het traject van 30 - 50 en 1 - 4 mg/kg d.s. (niet gecorrigeerd voor organische stof en lutum). De AW2000-waarden van koper en PAK zijn respectievelijk 40 en 1.5 mg.kg d.s.
- Bij het selecteren van de locaties is geconstateerd dat daadwerkelijk verspreide baggers met gehalten aan de bovenkant van klasse 2 weinig voorkwamen.

2 Het achtergrondgehalte van zware metalen in de landbodem is meer bepalend voor de bodemkwaliteit dan de verspreide baggerspecie.

- Er zijn grote regionale verschillen in de kwaliteit van de landbodem, die vaak een historische achtergrond hebben (bv. Toemaakbodem). Verhoogde gehalten komen voor en deze zijn dan ook weer terug te vinden in de kwaliteit van de baggerspecie. Ook hierin zijn gehalten verhoogd, maar wijken weinig af van de gehalten in de ontvangende landbodem.
- Het achtergrondgehalte wordt mede bepaald door andere bronnen. Modelleren laat zien dat voor bijvoorbeeld koper, het gebruik van dierlijke mest verklarend is voor de accumulatie van koper in de bodem.
- Op de onderzochte locaties waren de baggerspeciekwaliteit en de bodemkwaliteit in het aanliggende perceel veelal vergelijkbaar.
- Als de bagger een duidelijk mindere kwaliteit heeft dan de ontvangende bodem kan er wel accumulatie van verontreinigingen optreden. De kans hierop is groter als bagger niet op het aanliggende perceel wordt verspreid, maar elders wordt toegepast. Bijvoorbeeld het verspreiden van een bagger met een verhoogd gehalte aan verontreinigingen (bijvoorbeeld $msPAF_{\text{metalen}} = 40\%$) zal niet leiden tot extra accumulatie van een verontreinigende component als de bodem al een $msPAF$ heeft van dezelfde grootte-orde. Hier is sprake van standstill en zullen risico's niet toenemen. Verspreiden van dezelfde bagger op een bodem met een laag achtergrondgehalte ($msPAF = 0$) kan echter wel leiden tot accumulatie en eventuele toename van risico's. De bodemkwaliteitskaart en/of functiekaart kan een goede rol spelen om de geschiktheid van de locatie te bepalen.

3 Het verspreiden van organische verontreinigingen (PAK, minerale olie, DDT en PCB) is meetbaar in de baggerstrook, maar heeft niet geleid tot risico's.

- Bij het verspreiden van bagger is de resistente, zeer langzaam afbreekbare fractie PAK verantwoordelijk voor accumulatie. Berekeningen, gebaseerd op de metingen, laten zien dat als deze fractie kleiner is dan 3,3 mg/kg d.s. PAK en de laagdikte 6-8 cm de activiteit van verspreiden zal leiden tot een PAK-accumulatie van 0.84 mg/kg d.s. Alleen bij een grote achtergrond-belasting kan dit een overschrijding geven van de AW2000-waarde. De biologische beschikbaarheid van de geaccumuleerde PAK is laag (ca. 0%) en zal niet leiden tot toxische effecten.
- De afbreekbaarheid van minerale olie is zodanig dat er vrijwel geen accumulatie optreedt. Dit gold bij het hoogst gemeten gehalte van 942 mg/kg d.s. en geldt volgens de modelberekening ook bij de grens van 3000 mg/kg d.s. Bij dit laatste gehalte zijn direct na verspreiding echter wel toxische effecten te verwachten.
- Verspreiden van bagger heeft vermoedelijk geleid tot een lichte verhoging van het PCB-gehalte in de baggerstrook. De gemeten gehalten liggen onder de AW2000-waarden. Dit laatste geldt ook voor DDT, maar hier is het gebruik van DDT meer bepalend. Vaak kan de landbodem worden aangewezen als bron van de DDT.

Samenvattend betekenen de conclusies 1-3 dat de manier waarop in het verleden bagger in klei- en veengebieden is verspreid niet heeft geleid tot een duidelijk aantoonbare verslechtering van de bodemkwaliteit. Deze conclusie beperkt zich tot de werkelijk verspreide bagger en geldt niet voor alle bagger die mag worden verspreid. De gehalten in de werkelijk verspreide bagger liggen iets boven de AW2000-waarde en het gaat om minimaal 90% van de als verspreidbaar geïnventariseerde baggerspecie. Verwacht wordt dat bagger met een $msPAF_{\text{metalen}}$ tot circa 30% en een $msPAF_{\text{organisch}}$ tot circa 10% toegepast kan worden in het kader van duurzaam bodembeheer. De gehalten in de overige 10% van de verspreidbare bagger kunnen zodanig hoog zijn dat accumulatie kan worden verwacht. Alleen bij hoge achtergrondgehalten is het mogelijk dat baggeren niet zorgt voor extra accumulatie. Het is noodzakelijk de vermelde grenzen nader te onderbouwen.

4 Bij het toepassen van bagger in een weilanddepot geldt dat de kwaliteit van de bagger bepalend is voor de uiteindelijke bodemkwaliteit. Alleen voor biologisch afbreekbare stoffen als PAK en minerale olie zullen de gehalten langzaam afnemen.

- Voor de zware metalen is de baggerkwaliteit volledig bepalend voor de chemische bodemkwaliteit. Rijping, opname en uitspoeling zorgen niet voor een relevante verlaging van de gehalten. Op basis van deze kwaliteit kan hergebruik worden vastgesteld. Bij landbouwkundig gebruik kan gebruik worden gemaakt van de LAC-waarden.
- Net als bij verspreiden is in de meeste onderzochte depots baggerspecie toegepast met gehalten iets hoger dan de AW2000-waarde.
- Bij hoge msPAF_{metalen} kunnen de LAC-waarden, vooral die voor Cd, Pb en Hg, worden overschreden. Toepassing van dit soort baggers in een weilanddepot zullen dan direct leiden tot beperking in de landbouw (gewaskwaliteit en mogelijkheid voor begrazing). Een msPAF aan de bovenkant van het criterium is gemeten in één van de depots (msPAF-metalen ca. 50%). In dit depot geeft de bioassay een net verhoogde respons.
- Hoge sulfidegehalten in de bagger kunnen de oorzaak zijn van verzuring waardoor de beschikbaarheid van de meeste metalen wordt verhoogd. Controle van de pH is daarom belangrijk bij inrichting van een weilanddepot en het opvolgende gebruik.
- De fractie snel beschikbaar (=afbreekbaar) PAK in de onderzochte baggerspecie is klein (ca. 10%) en de zeer langzaam afbreekbare PAK relatief hoog (ca. 60%). Hierdoor is er een tiental jaren nodig voor een daling van het gehalte. Aan de andere kant zorgt de kleine fractie snel beschikbaar ook voor weinig toxisch effect.
- De eventuele verbetering in gebruik van het perceel door de toepassing van baggerspecie is niet in beschouwing genomen bij dit onderzoek, maar kan een overweging zijn bij de keuze voor een depot. De verhoging ten opzichte van het slootpeil als gevolg van het opbrengen van de bagger kan het gebruik van laaggelegen en natte percelen verbeteren.

5 Het gebruik van msPAF kan leiden tot acceptatie van te verspreiden bagger met te hoge gehalten aan specifieke verontreinigingen.

- De msPAF integreert de vervuilingen tot één parameter voor metalen en één voor organische verontreinigingen. Voordeel van de msPAF is dat hij rekening houdt met mengsels. Echter, verhoogde gehalten van bijvoorbeeld Cd, Hg, Pb, PCB's en OCB's kunnen niet worden herkend, omdat deze stoffen weinig bijdragen aan de msPAF.
- Dit onderzoek is grotendeels gebaseerd op relatief schone baggerspecie, die ruim voldoet aan de in het verleden gestelde criteria (klasse 2). Uit modelberekeningen blijkt dat hoge gehalten in de baggerspecie, die horen bij een msPAF_{metalen} van 50%, zullen leiden tot verhoogde gehalten (accumulatie) in de landbodem.
- Cadmium, bijvoorbeeld, is een stof die weinig bijdraagt aan de msPAF. Omdat de aanwezigheid van cadmium vaak samen gaat met de aanwezigheid van zink, een stof die wel bijdraagt aan de msPAF, zal verspreiden van hoge cadmiumgehalten niet veel voorkomen. Een gehalte van ca. 3 mg/kg is echter mogelijk en kan leiden tot het overschrijden van de LAC-waarde bij herhaalde verspreiding op het land. Overschrijden van de LAC-waarde kan ook voorkomen bij lood en kwik.
- Voor organische verontreinigingen zijn PAK's meestal de kwaliteitsbepalende verontreinigingen. Bij alleen PAK's staat de msPAF ca. 20 mg PAK/kg toe, dit is een verdubbeling van de oude klassegrens. Op basis van een model kan worden berekend dat herhaaldelijk verspreiden van bagger met zo'n gehalte zal leiden tot een aanzienlijke overschrijding van de AW2000-waarde (zie ook conclusie 3).

6 Een sluitend antwoord op de relatie tussen baggeren en de waterkwaliteit kon niet worden gegeven.

- Op de onderzochte locaties zal alleen baggeren niet leiden tot een verbetering van de waterkwaliteit. Andere factoren dan verontreiniging zijn belangrijker zoals aanwezigheid van nutriënten, verzilting en

hydromorfologische factoren. Baggeren in samenhang met andere maatregelen, die de genoemde factoren beïnvloeden, zal effectiever zijn.

- De uitspoeling (modelberekening) van zware metalen via de drain naar het oppervlaktewater op de onderzochte locaties is klein en de concentratie voldoet aan de MTR voor oppervlaktewater.
- In de wortelzone kunnen de concentraties in het bodemvocht voor cadmium en zink verhoogd zijn en verzuring zorgt voor een extra verhoging en mogelijkheid voor uitspoeling naar het oppervlaktewater.

7 Aanvullende metingen van actuele of potentiële bio-beschikbaarheid heeft binnen dit onderzoek geleid tot een betere interpretatie van de meetresultaten.

- Het actuele beschikbare gehalte voor zware metalen in de bodem kan worden geschat met een extractie met 0,001 M CaCl_2 . Dit gehalte was in een aantal gevallen verhoogd en kon worden verklaard door een verandering van de pH. Met name verzuring kan zorgen voor sterk verhoogde beschikbaarheid en dus een groter risico. De CaCl_2 extractie is nog niet toepasbaar in waterbodems.
- De Tenax-methode is gebruikt voor het meten van de potentiële beschikbaarheid van diverse organische verontreinigingen. Deze was laag (rond de 10%) voor PAK, hetgeen impliceert dat de afbraak daardoor langzaam is, maar ook dat de risico's klein zijn. De resultaten van de biobeschikbaarheid zijn bruikbaar voor de voorspelling van de accumulatie bij diverse scenario's. Voor de slecht afbreekbare PCB's was de beschikbaarheid hoger (ca. 23%). Bij deze stofgroep is de binding aan de bodem ook sterk en de eventuele bijbehorende risico's kleiner dan het totaalgehalte suggereert.

9.2 Consequenties voor het beleid

In dit onderdeel worden de conclusies, geformuleerd in 9.1, vertaald naar zaken die van belang zijn voor de evaluatie van het Besluit Bodemkwaliteit en de wijze waarop met verspreidbare baggerspecie wordt omgegaan en de manier waarop we in de toekomst willen omgaan met verspreidbare baggerspecie. Er wordt hierbij uitgegaan van de vraagstellingen van het onderzoek. Omdat het onderzoek zich heeft beperkt tot klei- en veengebieden kunnen de consequenties voor het beleid niet automatisch worden doorgetrokken naar zandgebieden.

I. Wat zijn de lotgevallen van verontreinigingen in het bodem- en watersysteem (sloot – landbodem) als gevolg van het verspreiden van licht tot matig verontreinigde baggerspecie?

Bij verspreiden van baggerspecie op landbodem accumuleren verontreinigingen, aanwezig in baggerspecie, vooral in de bovenste laag van de bodem. De hoeveelheid zware metalen die uitspoelt en verdwijnt via opname in gewassen, is onvoldoende om de aanvoer via bagger te compenseren. De uitspoeling via drainage is klein en ondersteunt niet het idee dat zware metalen via de waterfase circuleren in het sloot/bodem systeem. Als er al sprake is van circulatie, dan gaat het om afkalving/afstroming van aan de bodem gebonden zware metalen. Bij een verandering van de pH, zoals waargenomen in weilanddepots neemt de concentratie in de waterfase sterk toe.

De biologische afbraak van minerale olie is snel genoeg om ervoor te zorgen dat baggeren geen grote accumulatie van olie in de bodem geeft. Voor PAK geldt dat de biologische beschikbaarheid van PAK laag is, en de biologische afbraak langzaam gaat. Hierdoor kan bij hogere PAK-concentraties in de baggerspecie de AW2000-waarde worden overschreden.

Door meetmethoden te gebruiken, die een inschatting geven van het actuele en potentieel beschikbare gehalte, wordt een beter inzicht verkregen in de lotgevallen van de verontreinigingen.

Consequenties van bovenstaande conclusies voor het beleid zijn:

- Het verspreiden van bagger kan zorgen voor het verhogen van de gehalten aan verontreinigingen als het verschil in concentratie tussen bodem en bagger groot is.

- Uitzondering hierop is minerale olie. Deze verontreiniging breekt voldoende af tot het maximaal toegestane gehalte van 3000 mg/kg d.s. Eventuele toxische effecten van dit gehalte direct na verspreiden zijn niet onderzocht. PAK's breken ook, maar langzamer af en bij hogere gehalten in de bagger kan er accumulatie optreden.
- Vooral bij toepassing in weilanddepots moet er rekening worden gehouden met een verlaging van de pH. Hiervoor moet worden gecompenseerd.
- Metingen van de (biologische) beschikbaarheid van verontreinigingen zijn een goede aanvulling. Door het meten van het potentieel beschikbare gehalte van PAK (TENAX-methode) is het mogelijk de snelheid van afbraak te voorspellen. Het actueel beschikbare gehalte zware metalen (0.001 M CaCl₂) geeft een goede inschatting van de poriewaterkwaliteit.

II. Leidt het frequent verspreiden van licht tot matig verontreinigde baggerspecie op land op de lange termijn tot accumulatie van verontreinigingen in de landbodem? Hierbij aansluitend ook specifiek de vraag of hiervan sprake is bij baggerspecie met een kwaliteit rond de klasse 2-grens of de (nieuwe) msPAF-grens voor verspreidbaarheid.

Uitgaande van de lotgevallen van de verontreinigingen volgt dat accumulatie mogelijk is. Iets anders is of accumulatie ook optreedt. Het onderzoek op de kleilocaties heeft laten zien dat de mate van verontreiniging van de meeste baggerspecie vaak gebaseerd is op een beperkte overschrijding van de AW2000-waarde. Bij hogere concentraties in de bagger gaat dit vaak samen met een verhoogd achtergrondgehalte, waardoor de verspreide bagger niet leidt tot extra verhoging van het gehalte in de bodem. Op de onderzochte kleilocaties heeft de manier waarop bagger tot nu toe is verspreid niet geleid tot zodanige achteruitgang van de bodemkwaliteit dat het landbouwkundige gebruik in gevaar komt. In veengebieden wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van weilanddepots. In tegenstelling tot het verspreiden in een dunne laag, mengt de dikke laag in het depot niet met de ondergrond, waardoor menging en verdunning niet optreedt. De uiteindelijke kwaliteit van de bodem is dan vergelijkbaar met die van de toegepaste baggerspecie.

Als de kwaliteit van de verspreide bagger verslechtert tot de kwaliteit net onder de klasse 2 grens of de nieuwe msPAF grens, dan kan er uitgaande van de modelberekeningen en herhaaldelijk verspreiden van deze kwaliteit bagger of toepassing in een weilanddepot wel een verslechtering van de bodemkwaliteit optreden. In het geval van toepassing van de msPAF is het mogelijk dat de LAC-waarde wordt overschreden.

Consequenties van de uitkomsten van het onderzoek en gebruik van de msPAF-criteria voor het beleid:

- Het is niet aannemelijk dat voortzetting van de huidige praktijk, waarbij in de meeste gevallen relatief schone baggerspecie is verspreid, zal leiden tot verslechtering van de bodemkwaliteit op de percelen waar bagger wordt verspreid. Dit betreft naar schatting ruim 90% van de nu verspreidbare baggerspecie.
- Het huidige baggerbeleid staat het verspreiden van sterker verontreinigde (grootteorde msPAF_{metalen} 30-50% en msPAF_{organisch} 10-20%) baggerspecie toe. Dit is minder dan 10% van de verspreidbare baggerspecie. Als er meer sterker verontreinigde bagger verspreid gaat worden kan dit leiden tot een verslechtering van de bodemkwaliteit, of te wel niet voldoen aan standstill en in een aantal gevallen niet meer voldoen aan de LAC-waarde.
- Er moet nog nader worden onderzocht welke criteria het beste kunnen worden gebruikt om de genoemde 90% ten minste te kunnen blijven verspreiden. Naar verwachting is dit een msPAF_{metalen} <30% en een msPAF_{organisch} <10%. Het is ook mogelijk dat er voor een aantal stoffen aanvullende concentratiecriteria moeten komen.
- Aanvullend beleid is nodig voor de bagger die valt in het traject tussen de nieuw op te stellen criteria en de huidige criteria.
- Het achtergrondgehalte op het perceel waarop de bagger wordt verspreid is vaak bepalend voor de kwaliteit van de bodem. Deze achtergrondkwaliteit is gebiedsafhankelijk en in de onderzochte gebieden

was de variatie groot. De kwaliteit van de bagger sluit meestal aan bij de gemeten achtergrondgehalten in de bodem. In het baggerbeleid speelt het variabele achtergrondgehalte nog geen rol. De bodemkwaliteitskaart en/of functiekaart kan een goede rol spelen om de geschiktheid van de locatie te bepalen.

- Bij het inrichten van een weilanddepot bepaalt de baggerkwaliteit de uiteindelijke kwaliteit van de bodem in het depot. Deze kwaliteit moet passend zijn voor het toekomstige gebruik van het depot.

III. Wat is de invloed van frequente verspreiding (lange termijn) op meetbare effecten in het bodemecosysteem?

De metingen laten zien dat er bij toepassing van baggerspecie met een $msPAF_{\text{metalen}}$ van ca. 50% er meetbare effecten kunnen optreden (bioassay met regenworm).

De consequenties van het mogelijk optreden van meetbare effecten van verspreide baggerspecie op het ecosysteem voor het beleid zijn:

- Het verspreiden van baggerspecie moet er niet toe leiden dat in schone gebieden ($msPAF = 0\%$) de $msPAF$ -waarde sterk verhoogt.
- Bij toepassing in weilanddepots is de kans op een hoge $msPAF$ groter, omdat er geen verdunning plaats vindt. De $msPAF$ moet aansluiten bij het toekomstig gebruik.

Samenvattend kan worden gesteld dat de uitvoering van het verspreidingsbeleid van baggerspecie, waarbij baggerspecie wordt verspreid over aanliggende percelen, tot nu toe niet heeft geleid tot dusdanige verslechtering van de bodemkwaliteit in klei- en veengebieden, dat het huidige landbouwkundig gebruik niet meer mogelijk is of gevaar loopt. Het Besluit Bodemkwaliteit staat verspreiding toe van baggerspecie met een hogere concentratie aan verontreinigingen dan tot nu toe meestal is verspreid. Wordt deze ruimte gebruikt, dan is op langere termijn verslechtering van de bodemkwaliteit wel mogelijk.

Literatuur

Achterberg, E.P., C.M.G. van den Berg, I.M. Boussemart en W. Davison, 1997. Speciation and cycling of trace metals in Esthwaite Water: A productive English lake with seasonal deep-water anoxia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61, 24, 5233-5253.

Aislabie, J.M., N.K. Richards en H.L. Boul, 1997. Microbial degradation of DDT and its residues-a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 40, 269-282.

Anonymus, 1993. Besluit Vrijstellings Stortverbod.

Bedell, J.P., A. Briant, C. Delolme, L. Lassabatere en Y. Perrodin, 2006. Evaluation of the phytotoxicity of contaminated sediments deposited "on soil": II. Impact of water draining from deposits on the development and physiological status of neighbouring plants at growth stage. *Chemosphere* 62, 1311-1323.

Beurskens, J.E.M., G.A. J. Mol, H.L. Barreveld, B. van Munster en H.J. Winkels, 1993. Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the rhine river. *Env. Tox.& Chem.*, 9, 1549-1566.

Boekhold, A.E., 2008. Ecological risk assessment in legislation on contaminated soil in The Netherlands. *Science of the total environment*, 406, 518-522.

Bonten, L.T.C., B. van der Grift en J. Klein, 2008. Achtergrondbelasting van het oppervlaktewater met zware metalen tgv uitspoeling uit de bodem. *Alterra-rapport 1636*, Wageningen.

Bonten, L.T.C., J.E. Groenenberg en P.F.A.M. Römkens, 2009. Mogelijkheden voor maatregelen en invloed van voorgenomen beleid m.b.t. nutriënten op de uitspoeling van zware metalen naar het oppervlaktewater. *Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1818*. 41 blz.

Bosveld, A.T.C., T.C. Klok, J.M. Bodt en M. Rutgers, 2000. Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen. *Alterra-rapport 151*.

De Bakker, H. en W.P. Locher, 1990. *Bodemkunde van Nederland. Deel 2 Bodemgeografie*. Malmber, Den Bosch.

Capilla, X., C. Schwartz, J.P. Bedell, T. Sterckeman, Y. Perrodin en J.L. Morel, 2006. Physicochemical and biological characterisation of different dredged sediment deposit sites in France. *Environmental Pollution* 143, 106-116.

Capilla, X., J.P. Bedell, C. Schwartz, T. Sterckeman, Y. Perrodin en J.L. Morel, 2007. The Effects of Drying Temperature on the Extractability of Metals from Dredged Sediments. *Soil & Sediment Contamination*, 16: 383-396.

Cappuyns, V., R. Swennen en A. Devivier, 2006. Dredged river sediments: Potential chemical time bombs? A case study. *Water, Air, and Soil Pollution* 171: 49-66.

Corona-Cruz, A., G. Gold-Bouchot, M. Gutierrez-Rojas, O. Monroy-Hermosillo en E. Favela, 1999. Anaerobic-Aerobic Biodegradation of DDT (Dichlorodiphenyl Trichloroethane) in Soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. (1999) 63:219-225.

Dijkstra, J.J., J.C.L. Meeussen en R.N.J Comans, 2009 Evaluation of a generic multisurface sorption model for inorganic soil contaminants. Environ. Sci. Technol., 43, 6196-6201.

Eijsackers, H.J.P. en M. van het Groenewoud-Groot, 2007. Afsluitend document Stimuleringsprogramma Systeemgericht Ecotoxicologisch Onderzoek: Conclusies en aanbevelingen ten behoeve van beleid voor en beheer van diffuus verontreinigde bodem- en waterecosystemen. Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek, Den Haag.

Goedhart, P.W. en J.T.N.M. Thissen (eds.), 1992. Genstat procedure library manual & GLW procedure library manual. Release 2[3]. Rapport LWA-92-15, DLO-Groep Landbouwwiskunde, Wageningen.

Groenenberg, J.E, 2011. Evaluation of models for metal partitioning and speciation in soils and their use in risk assessment. Proefschrift Wageningen Universiteit. 218 pp.

Harmsen, J., 2004. Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. PhD-thesis Wageningen Universiteit (<http://library.wur.nl/wda/dissertations/dis3662.pdf>)

Harmsen, J. en H.J. Zweers, 2005. Afbraak van PAK's in baggerdepot Smoutjesvliet. Notitie voor Waterschap Rivierenland, november 2005.

Harmsen, J. en H.J. Zweers, 2005-2. Mogelijkheden voor extensieve reiniging van met polycyclische aromatische koolwaterstoffen verontreinigde grond op de locatie Paardekuub. Notitie voor Waterschap Zeeuwse Eilanden, december 2005.

Harmsen, J., A. van den Toorn en A.J. Zweers, 2005. Natuurlijke immobilisatie van zware metalen in de Roeventerpeel. Alterra-rapport 1125.

Harmsen, J. en A.J. Zweers, 2009. Ruimere toepassingsmogelijkheden landfarming van verontreinigde baggerspecie. Bodem, 19, 5, 7- 10.

Hofman, J., J., J. Vašicková¹, J. Priessnitz¹, J. Lána¹, E. Tettmar en I. Planojevic, 2010. Dredged sediments use on agricultural land. II. Evaluation using bioassays. Poster gepresenteerd op SETAC Europe 20th Annual Meeting, May 2010, Seville.

Hoop M.A.G.T. van den, 1995. Literatuurstudie naar achtergrondgehalten van zware metalen en arseen in bodem, sediment, oppervlaktewater en grondwater. RIVM Rapport 719101019.

Hund-Rinke, K. en K. Terytze, 2011. Suitability of Extraction Methods to Assess the Bioavailability of Mineral Hydrocarbons for Soil Organisms. Presentation on 6th International Workshop on Chemical Bioavailability in the Terrestrial Environment, Adelaide, September 7-9, 2012.

ISO, 1998. Soil quality. Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*). Part 2: determination of effects on reproduction. ISO 11268-2, International Organization for Standardization (ISO), Génève, Zwitserland.

Japenga, J. en W. Salomons, 1993. Dyke-protected floodplains: a possible chemical time bomb? Land degradation & rehabilitation, 4, 373-380.

Kleef, H.H. van en H. Esselink, 2004. Analyse van de effecten van herstelmaatregelen op watermacrofauna in zwakgebufferde oppervlaktewateren. Een vergelijkend onderzoek in vier vennen waar herstelmaatregelen zijn uitgevoerd. Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede-Wageningen.

Kramer, P.R.G., A.M. Huiting, J.E.M. Beurskens en T. Aldenberg, 1997. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren; Huidige en toekomstige gehalten van PAK in slootbodems. STOWA rapport 96-28, RIVM rapport 733007001.

Kramer, P.R.G., S. van Dijk en J.E.M. Beurskens, 1998. Verkenning bodemkwaliteit regionale wateren: huidige en toekomstige gehalten van zware metalen in slootbodems. STOWA rapport 98-23, RIVM rapport 733007003.

Massop, H.Th.L., P.J.T. van Bakel, T. Kroon, J.G. Kroes, A. Tiktak en W. Werkman, 2005. Op zoek naar de 'ware' neerslag en verdamping; Toetsing van de met het STONE 2.1-instrumentarium berekende verdamping aan literatuurgegevens en aan regionale waterbalansen, en de gevoeligheid van het neerslagoverschot op de uitspoeling van nutriënten. Alterra-rapport 1158.

Netten, J. en E. Peeters, 2011. Winterweer kan effectiviteit van KRW-maatregelen beïnvloeden. *H₂O*, 16, 34-35.

O+bn, 2011. Pagina Baggeren van Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit.
<http://www.natuurkennis.nl/index.php?hoofdgroep=5&niveau=1&subgroep=43>.

OECD, 2004. OECD guidelines for the testing of chemicals. Earthworm reproduction test (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*). Guideline 222. OECD, Parijs.

Osté, L., A. Wintersen, E. ten Kate en L. Posthuma, 2008. Nieuwe normen Waterbodems: Normen voor verspreiden en toepassen op bodem onder oppervlaktewater. RWS Waterdienst-rapport 2007.003, RIVM-rapport 711701064.

Osté, L. A. Wintersen en D. de Zwart, 2011. Uitbreiding msPAF voor verspreiden op aangrenzende perceel. Effect van het toevoegen van Ba, Co, Mo, Sb, Sn en V in de msPAF voor metalen. Deltares-rapport 1203510-000-ZWS-0017.

Ottburg, F.G.W.A., Th. De Jong en G.C. Pellikaan, 2006. Vissen in poldersloten. De invloed van baggeren in dichte en open sloten op vissen en amfibieën. Alterra-rapport 1349.

Piou, S., P. Bataillard, A. Laboudigue, J.F. Féraud, J-F. Masfaraud, 2009. Changes in the geochemistry and ecotoxicity of a Zn and Cd contaminated Dredged sediment over time after land disposal. *Environmental Research*. 109, 712-720.

Posthuma, L., A.M. Wintersen, D. de Zwart, W.J.P.A. Lijzen, J. Harmsen, B.J. Groenenberg, L.A. Osté en P.C.M. van Noort, 2006. Beslissen over bagger en bodem. *Bodem*, 16, 142-146.

Rietra, R.P.J.J., C. van Beek en J. Harmsen, 2009. Uitspoeling van stikstof en fosfaat en emissies van CO₂ en N₂O na toediening van slootbagger op veengrond, Alterra-rapport 1984, Wageningen.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries en J. Bril, Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Alterra: Wageningen, 2004.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra en W. de Vries, 2007. Onderbouwing LAC-2006 waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1442. 103 blz.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg en L.T.C. Bonten, 2009. Invloed van maatregelen t.b.v. de Kaderrichtlijn water op organische stof en zware metalen in de bodem en oppervlaktewater. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1824. 46 blz.

Scheffer, M., 2009. Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press, Princeton and Oxford. 383 blz.

Smolders, E., K. Oorts, P. van Sprang, I. Schoeters, C. R. Janssen, S.P. McGrath en M.J. McLaughlin, 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Env. Tox. Chem.* 28 (8) 1633-1642.

TCB, 2005. Een duurzamer bodemgebruik in de landbouw. TCB A36 (2005). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

Thomas, J.E., Ou, L.T. and Al-Agely, A, 2008. DDE Remediation and Degradation. *Rev Environ Contam Toxicol.* 194:55-69.

Thomas, J. En H. Gohil, 2011. Microcosm studies on the degradation of o,p'- and p,p'-DDT, DDE, and DDD in a muck soil. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 27(3), 619-625.

Twisk, W., M.A.W. Noordervliet and W.J. ter Keurs, 2000. Effects of ditch management on caddisfly, dragonfly and amphibian larvae in intensively farmed peat areas. *Aquatic Ecology* 34: 397-411.

Twisk, W. en W. Werumeus Buning, 2003. Gebiedsgerichte verbetering van waterkwaliteit in polder Bergambacht. H20, 11, 30-32.

Twisk, W., M.A.W. Noordervliet en W.J. Keurs, 2003. The nature value of the ditch vegetation in relation to farm management. *Aquatic Ecology*, 37, 191-209.

Vasilyeva, G.K. en E.R. Strijakova, 2007. Bioremediation of Soils and Sediments Contaminated by Polychlorinated Biphenyls. *Mikrobiologiya*, 2007, Vol. 76, No. 6, pp. 725-741.

Verberk, W.C.E.P. en H. Esselink, 2007. OBN-project: 'Onderzoeksmonitoring effecten van baggeren in laagveenwateren op watermacrofauna'. Rapport Directie Kennis-LNV nr 2007/082-O, Ede.

Verberk, W.C.E.P., J.T. Kuper, L.P.M. Lamers, M.J.A. Christianen en H. Esselink, 2007. Restoring fen water bodies by removing accumulated organic sludge: what are the effects for aquatic macroinvertebrates? *Proc. Neth. Entomol. Soc. Meet.*, 18, 115-124.

Verbruggen, E.M.J., M. Beck, J. Pijnenburg en T.P. Traas, 2008. Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid Concentrations. *Environ Toxicol Chem* 27: 2436-2448.

Vergouwen, A.A., 2010. Fosfaat, van leegloop naar kringloop. Resultaten workshop 20 mei 2009 en achtergrondgegevens. STOWA-rapport 2010-12.

Vink, J.P.M., J. Harmsen en H. Rijnaarts, 2010. Delayed immobilization of heavy metals in soils and sediments under reducing and anaerobic conditions; Consequences for flooding and storage. J. Soil and Sed. 10, 1633-1645.

Vliet, M.E. van, A. Vrijhoef, L.J.M. Boumans en E.J.W. Wattel-Koekkoek, 2010. De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland. In het jaar 2008 en de verandering daarvan in 1984-2008. RIVM Rapport 680721005.

Watermozaiek, 2011.

http://www.watermozaiek.nl/index.php?title=BaggerNut:_maatregelen_BAGGERen_en_Nutrienten.

Willemse, L., 2005. Toepassing van DDT-houdende bagger in het gebied van herkomst. Neerslag-magazine (<http://www.neerslag-magazine.nl/magazine/artikel/459/>).

Zuidam, J. van, B. van Zuidam en E. Peeters, 2009. Zijn sloten en merenvergelijkbaar? H2O, 33-35.

Zweers A.J. en G.H. Aalderink, 2007. Bepaling van het gehalte aan minerale olie en minerale oliefracties in zoet- en zoutwater sedimenten. Rapportage van Alterra gemaakt voor RIKZ.

Bijlage 1 Locatie keuze

In deze bijlage wordt beschreven hoe de locatiekeuze bij de verschillende waterschappen is uitgevoerd.

Locatiekeuze in Waterschap Zeeuwse Eilanden

De makkelijkste ingang bij het waterschap Zeeuwse Eilanden waren de kwaliteitsgegevens van de bagger in mappen bij de verantwoordelijke medewerkster en haar kennis over de gebaggerde situaties. Vanuit de mappen zijn potentieel locaties geselecteerd met verhoogde concentraties verontreinigingen in de bagger. Deze locaties zijn vervolgens op basis van bekende locatiegegevens, kaarten en Google-maps beoordeeld en er is een lijst gemaakt van potentieel geschikte locaties (Tabel 20).

Tabel 20

Potentieel geschikte locaties in Zeeland, gerangschikt in volgorde van potentiële geschiktheid.

nr	Cu	Pb	PAK	Som DDT	Som pesticiden	Min. olie	Bijzonderheden
Z3			3*+	3*+			
Z5				3*+	3*+		
Z6	2*	1*	3*+	3*+			
Z7				3*+			
Z8					3*+	3*+	Autosloop
Z9			3*+				Trafostation. langdurige belasting
Z10		1*	2*				
Z11	2*		2*	3*+			
Z2					3*+	2*	
Z12	2*						
Z13	2*			2*			
Z14	2*						
Z15	2*			2*			
Z16	3*+					1*	
Z4	3*+					1*	
Z17	4*+		2*			1*	
Z18			2*				
Z1	2*						

De in Tabel 20 gegeven locaties zijn allen bezocht. In het Zuidoosten van Walcheren liggen de potentieel geschikte locaties hoofdzakelijk langs boomgaarden. De windsingel is hierbij ook vaak dicht bij de sloot geplant (foto 1). Op deze locaties heeft de uitvoerende aannemer er meestal voor gezorgd dat de specie werd afgevoerd naar een andere plaats (persoonlijke mededeling gebruikers). Hierdoor was het moeilijk te achterhalen waar en hoe vaak de bodem met bagger was belast. De locaties waar wel voldoende ruimte was tussen de windsingel en de sloot en waar de eigenaar zeker wist dat er wel bagger was gekomen zijn wel geselecteerd en bemonsterd (Figuur 62).



Figuur 64

Foto 1. Windsingel direct naast sloot.



Foto 2. Windsingel bij sloot waar de strook tussen de windsingel en de sloot is belast met baggerspecie.

In totaal bleven er vier locaties over van de zeventien locaties waar voldoende bekend was over de historie en waar een goede referentie gevonden kon worden.

Er is geprobeerd om met een vragenlijst bij de ondernemers meer zicht te krijgen op toepassing van baggerspecie tot nu toe. Meestal was daar wel extra informatie te krijgen, soms was er totaal geen interesse en werd verwezen naar het waterschap (Tabel 21).

Tabel 21

Resultaat van vragenlijst.

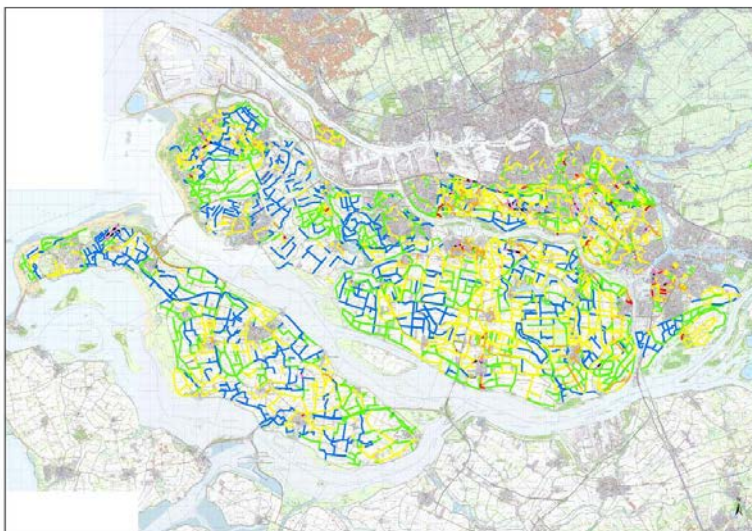
	Z1	Z2	Z3	Z4
Hoe lang bekend met perceel	> 20 jaar	> 20 jaar	> 20 jaar	> 20 jaar
Zijn er problemen geweest met het baggeren	nee	nee	Vaak klasse 3	-
Hoe vaak is er gebaggerd	10 jaar	5 jaar	Elke 6 jaar	-
Is er een periode niet gebaggerd	nee	nee	nee	-
Wat is de frequentie van baggeren	10 jaar	5 jaar	6 jaar	-
Hoe breed is de strook en hoe dik is normaliter de bagger	1 meter 3 cm	2 meter 5 cm	10 meter 40 cm	-
Is de geplande referentielocatie vrij van bagger	ja	ja	ja	ja
Gelijk bodemgebruik referentie en baggerstrook	ja	ja	ja	ja
Hoe is de verspreiding van de bagger op het perceel	niet	Opengetrokken met cultivator	Opengetrokken met cultivator	
Bodemopbouw	10 cm zavel 35 cm zand/zavel 50 zand	10 zavel 40- cm zand/zavel 40 zand	60 cm zavel daarna zand	15 cm zavel 35 cm zand/zavel 50 cm zand
Cu	48	31	11-17	26 ¹⁾
Zn	148	137	35-62	122
Som DDT	12.4	19	23-70	17
PAK	3,8	1,9	1,5-20	10,8

¹⁾ Klasse 3 en 4 koper in verlengde van de sloot.

Locatiekeuze Waterschap Hollandse Delta

Bij het Waterschap Hollandse Delta is op een andere manier geselecteerd. De gegevens zijn hier opgeslagen in een GIS-database en er is eerst ruimtelijk gekeken welke locaties geschikt kunnen zijn.

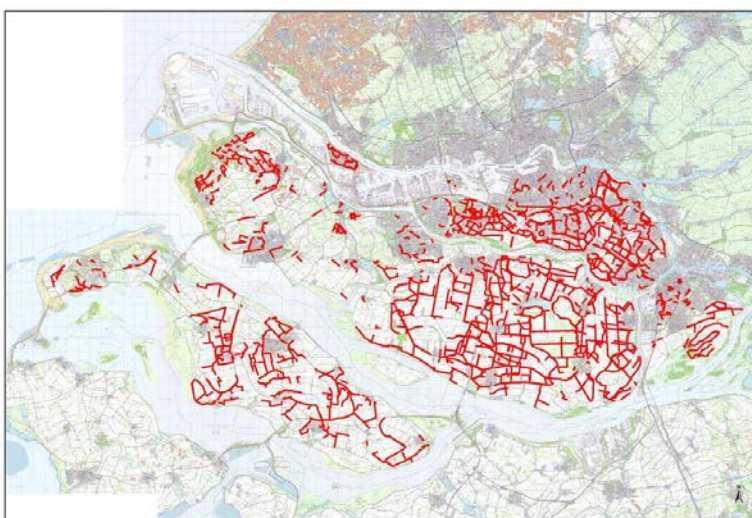
Als uitgangspunt is de bestaande ruimtelijk beschikbare data waar voor buitengewoon onderhoud in het verleden waterbodemonderzoeken zijn uitgevoerd in het beheersgebied (Figuur 65).



Figuur 65

Watergangen waarvan kwaliteitsgegevens baggerspecie beschikbaar zijn.

Van het totaaloverzicht van alle waterbodemkwaliteitsklassen in het beheersgebied is een selectie gemaakt van de onderzoekstrajecten waar kwaliteitsklasse 2 is vastgesteld (Figuur 64).



Figuur 66

Watergangen met klasse 2 baggerspecie.

Vervolgens zijn hieruit de trajecten verwijderd die gelegen zijn in een stedelijk gebied. Dergelijke trajecten zijn immers niet relevant voor het onderzoek (stedelijk gebied waar verspreiding op aangrenzende percelen nagenoeg niet van toepassing is).

Hieruit zijn **niet** per definitie alle trajecten verwijderd die gelegen zijn in lintbebouwing, omdat op deze locaties de kans aanwezig is dat zij in de bovengrens van klasse 2 liggen en het vaak wel zo kan zijn dat de aanwezige bagger over het achterliggende perceel kan worden verspreid.

Locaties zijn ook verwijderd waarvan de baggerspecie aan beide zijden van een watergang kan worden verspreid omdat aan beide zijden percelen gelegen zijn. In dit geval is het niet duidelijk of er in het ene jaar de specie op het ene perceel is verspreid en het andere jaar op het andere, of juist alleen maar op hetzelfde perceel. Dit zijn ongeschikte locaties voor het onderzoek. In het algemeen komt dit neer op het feit dat wateren grenzend aan wegen aan de ene kant en grenzend aan een perceel aan de andere kant nog in de selectie overblijven. Hierbij is het immers duidelijk dat zij zeer waarschijnlijk op dit aanliggende perceel zijn verspreid. Daarnaast is nagegaan bij de regiobeheerders of er bijzondere gevallen zijn waarbij er bagger bijvoorbeeld naar aanleiding van afspraken worden afgevoerd en daarom niet over een perceel is verspreid maar wordt afgevoerd. Deze zijn ook uit de selectie verwijderd. Twijfelgevallen waarbij de bemonsterde trajecten deels grenzen aan wegen en deels aan een agrarisch perceel, zijn nog even in de selectie behouden om hier later nog naar te kijken.

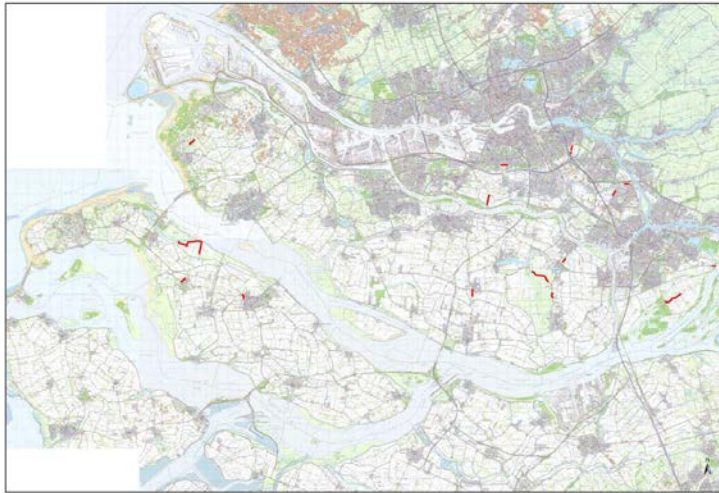
Tabel 22

Inventarisatie van trajecten met de meeste overschrijdingen.

Traject	Klasse 2	Klasse 3	Eindtotaal
D5	1	1	2
2	1	1	2
3	2		2
4	2		2
5	2		2
6	2		2
6	2		2
D2	2		2
D3	2		2
8	2		2
9	2		2
D4	2	1	3
10	3		3
11	3		3
12	4		4
13	4		4
14	4		4
D1		1	1
15		1	1

Aan elke watergang is de achterliggende toetsdata 'gehangen' (uit iBever). Aan de hand van deze koppeling zijn de geselecteerde locaties te sorteren op aantal overschrijdende metalen (want deze zijn het meest persistent en daarom met grotere trefkans terug te vinden in de bodem) per locatie (uit de ibever database eerst individuele oordelen selecteren → deze koppelen aan de trajectenselectie van stap 4 → wat overblijft zijn de individuele oordelen gekoppeld aan de trajecten van stap 4 (excl. de indicatieve oordelen) → hieruit selectie

maken van de metalen → ranking maken in Excel (volgorde ranking: eindtotaal, klasse 3, klasse 2). Deze ranking is uitgesplitst per klasse (klasse 2, klasse 3 en het totaal). Door deze ranking is een zogenaamde top-10 te maken van trajecten met de meeste overschrijdende metalen (Tabel 22).



Figuur 67
Geselecteerde trajecten.

Uit deze beperkte selectie is per traject bij de regiobeheerder gecontroleerd of er inderdaad sinds jaar en dag baggerspecie op hetzelfde perceel is verspreid. Deze kunnen dan worden opgenomen in de selectie. De volgende locaties zijn geselecteerd.

Locatie D1 lag dicht tegen het dorp bij een maisveld en een glastuinderij. Verontreiniging wordt waarschijnlijk veroorzaakt door bewoning, afvalwaterlozing.

De sloot lag net achter een stuwte dat werd gevoed met oppervlaktewater vanuit het bewoonde gebied. Grondsoort was 40 cm leemhoudend zand met daaronder een zwak leemhoudend zandpakket. De sloot was 3 meter breed en 50 cm diep.

Locatie D2 lag achter een rij huizen onderaan de dijk. Verontreiniging waarschijnlijk veroorzaakt door rioolwater. Sloot 2,5 meter breed en 40 cm diep.

Bagger om het andere jaar op de kant gezet op twee meter breedte, 10 cm dik.

Grondsoort: lichte klei op zandpakket.

Locatie D3 ligt vlak bij locatie D2. Hetzelfde gebruik, baggergeschiedenis en grondsoort. Ligt verder het agrarische gebied in. Sloot is hier 1 meter breed en 5 cm diep

Locatie D4. Specie in 2000 afgevoerd wegens te hoge gehalten. In 2005 wel aangebracht op een strook van ca. 8 meter breed, 15 cm dik. Sloot 4 meter breed, 80 cm diep.

Grondsoort: middelzware klei tot 80 cm, daaronder zandig.

Verontreiniging waarschijnlijk veroorzaakt door resten van de voormalige trambaan, die in de sloot zijn terechtgekomen. Ook nu bij de bemonstering stukken hout aangetroffen.

Locatie D5 ligt vlak bij de Lek.

Het is aannemelijk dat de verontreiniging hier wordt veroorzaakt door ingelaten water vanuit de Lek. Er werd om de vier jaar gebaggerd en de bagger werd uitgesleept over het bouwland. Baggerstrook was ca. 2 meter breed en 10 cm dik. Grondsoort: 70 cm lichte klei op zandig pakket met ijzer. Sloot was 1 meter breed en 40 cm diep.

Er zijn nog vijf ander locaties bezocht. Geen van de locaties voldeden aan de doelstelling. Voorbeeld: op Goeree een locatie waar geen goede referentie bij gevonden kon worden; bouwland t.o.v. paardenwei.



D4



D3



D2



D5



D1



Geen referentie

Figuur 68

Fotos van watergangen van de geselecteerde trajecten.

Locatiekeuze Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier

De selectieprocedure in Noord-Holland was een combinatie van de procedure in Zeeland en Zuid-Holland (Tabel 23).

Tabel 23

Potentieel geschikte locaties in Noord-Holland. De vetgedrukte locaties zijn uiteindelijk geselecteerd.

Locatie	Score	Metalen				Organisch	
		Cu	Pb	Hg	Zn	PAK	miner olie
1	1	47	200(1)	1	220 (1)	8	47
2	2					7	1000
3	3					10	890
N1	4					8	470
N2	5			0,4 (1)		6	
6	6						1700
7	7						140 (1)
N3	8					12	
N4	9					10	
N5	10					7	

Locatie N1 lag aan een drukke weg en is vergelijkbaar met N2. Hier is goed te zien dat de specie in de kant wordt aangewend. Grondsoort 40 cm gerijpte klei op slappe kleiondergrond.

Locatie N2 werd om de zes jaar bemonsterd. De bagger wordt in dit gedeelte van Nederland vaak gebruikt om de gaten die zijn ontstaan in de inzakkende slootkant weer op te vullen. Je ziet in de eerste twee meter van de percelen vaak brandnetels groeien. Daar is zeker baggerspecie gekomen. Er is vlak bij de slootrand bemonsterd. De sloot was vier meter breed en lag naast een drukke weg. Grondsoort was 40 cm gerijpte klei op een slappe kleiondergrond. De sloot was drie meter breed en 50 cm diep.

Locatie N3 is vergelijkbaar met N1, N2 en N4. Het enige verschil is dat N3 en N4 aan bouwland liggen en de ander twee aan weiland.

Locatie N4 Zie N3 (aan de andere kant van de weg)

Locatie N5 lag in het midden van de polder. De bagger werd hier om de zes jaar op de kant gezet. Laatste keer was vorig jaar. Volgens de boer werd het uitgesleept op de eerste 20 meter.



N1



N2



N3



N4



Figuur 69

Selectie locaties Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier.

Locatiekeuze Rijnland

Locatie HR1 lag aan een brede afvoerlout vlak bij het dorp. Het kan zijn dat rioolwateroverstorten en ingelaten water de speciekwaliteit beïnvloeden.

De sloot was zes meter breed en 80 cm diep. Er werd elke vijf jaar gebaggerd en de bagger werd over het gehele perceel van 60 meter uitgesleept. Bemonsterd in de eerste vijf meter, omdat daar waarschijnlijk toch de meeste bagger blijft liggen.

De grondsoort was 20 cm toemaakdek, 5 cm klei en de rest tot 120 cm veen.

Locatie HR2 lag ver van het bedrijf aan een sloot waar rioolwateroverstorten op uitkomen en veel ingelaten water vervoert. Vergelijkbaar met locatie HR1, alleen aan de andere kant van het dorp.

Hier werd de specie op de eerste 20 meter uitgesleept. De hoeveelheid specie was onbekend.

De grondsoort was een dun toemaakdek op veen. De sloot was zes meter breed en 80 cm diep.

Locatie HR3 was dicht bij de bebouwing en drukke wegen. Samen met ingelaten water zal dat de speciekwaliteit beïnvloed hebben. De sloot was zes meter breed en één meter diep. De specie werd om de vijf jaar op een vijf meter brede strook gebracht met een dikte van 10 cm en daarna uitgesleept.

Locatie HR4 lag in het veenweidegebied diep in het landelijk gebied. Verontreiniging wordt waarschijnlijk in de zomer met ingelaten water aangevoerd. Er werd om de vier jaar gebaggerd en de baggerstrook van vijf meter breed en tien cm dik werd over de eerste 20 meter uitgesleept. De grondsoort was veen met een toemaakdek van 15 à 20 cm. De sloot was drie meter breed en 50 cm diep.

Locatie HR5 was op een tuindersbedrijf. De specie werd hier vijf meter breed en tien cm dik tussen de planten gestort en niet meer uitgesleept. De sloot was tien meter breed en één meter diep. Aangezien de locatie dichtbij de bebouwde kom en veel drukke wegen lag, zullen rioolwateroverstorten, belasting door verkeer en ingelaten water hier de speciekwaliteit waarschijnlijk beïnvloeden. De grondsoort was een 30 cm zandig pakket (toemaak?) op 20 cm klei en de rest tot één meter veen.



HR1



HR2



HR3



HR4



HR5

Figuur 70

Selectie locaties Rijnland.

Locatiekeuze Rivierenland

Locatie R1 wordt om de tien jaar gebaggerd. Omdat het dan een grotere hoeveelheid (vijf meter breed en 20 cm dik) is, wordt meestal een gedeelte van de bagger gebruikt om gaten te dichten en laagten op te vullen. De rest wordt uitgesleept en afhankelijk van het seizoen weer opnieuw ingezaaid. Deze boer gaf aan dat hij liever had dat de bagger over het land werd gespoten, zodat hij er minder werk mee had. De verontreiniging is waarschijnlijk het gevolg van ingelaten water en bedrijvigheid in het landelijk gebied. De bodem is vrij zware klei waarvan de eerste 20 cm aeroob is.



Figuur 71

Selectie locaties Rivierland.

Locatie R2 wordt om de vijftien jaar gebaggerd. Omdat het dan een grotere hoeveelheid (tien meter breed en 50 cm dik) is, en het perceel erg smal (ca. vijftien m) wordt als het ware het gehele perceel opgehoogd. Het is dan ook duidelijk hoger dan de rest van het land. De verontreiniging wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat het vlak bij intensieve bewoning (zowel woonhuizen als kleine industrie) gelegen is. De bodem is vrij zware klei waarvan de eerste tien cm aeroob is.



Locatie R3



Locatie R4

Figuur 72

Selectie locaties Rivierenland.

Locatie R3 wordt om de tien jaar gebaggerd. De hoeveelheid is ca. vijf meter breed en 20 cm dik. Dit is een hoeveelheid die de boer het mogelijk maakt het over de eerste 20 meter uit te slepen. Incidenteel wordt het ook gebruikt om op de rest van het bedrijf gaten te dichten en slootkanten op te vullen. De grondsoort is vrij zware klei met een gws van 50 cm. De verontreiniging wordt waarschijnlijk veroorzaakt door ingelaten water in de zomer en een rioolwateroverstort in de buurt.

Locatie R4 wordt om de tien jaar gebaggerd. De hoeveelheid is ca. vijf meter breed en tien cm dik. Dit is een hoeveelheid die de boer het mogelijk maakt het over de eerste tien meter uit te slepen. De grondsoort is vrij zware klei met een gws van 30 cm. Percelen liggen bol met greppels, zijn dus waarschijnlijk erg nat in de winter.

De verontreiniging zou kunnen worden veroorzaakt door ingelaten water in de zomer en het gevolg zijn van het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen in de fruitteelt dichtbij.

Locatie R5 wordt nu om de tien à vijftien jaar gebaggerd. Vroeger was dat om de zes jaar. De hoeveelheid is ca. vijf meter breed en tien cm dik. Meestal wordt een gedeelte van de bagger gebruikt om gaten te dichten en laagten op te vullen. De rest wordt uitgesleept en afhankelijk van het seizoen weer opnieuw ingezaaid. De grondsoort is vrij zware klei met een gws van 30 cm. De locatie ligt vrij afgelegen waardoor het moeilijk is een verontreinigingsbron aan te wijzen. Het zou het gevolg van ingelaten water kunnen zijn, maar misschien ook de autoweg (ligt in een hoek waar twee autowegen bijeen komen)

Locatie R6 wordt nu om de vijf jaar gebaggerd. De hoeveelheid is gering en wordt door de boer over de eerste twee meter uitgesleept. De grondsoort is een lichte tot middelzware klei met een grondwaterstand van ca. 80 cm. De verontreiniging wordt ongetwijfeld veroorzaakt door bewoning in het landelijk gebied waar een slootje direct achter de huizen loopt.



Locatie R5



Locatie R6

Figuur 73

Selectie locaties Rivierenland.

Bijlage 2 Analysemethoden

Anorganische analyses

Alle analyses zijn uitgevoerd bij het Chemisch Biologisch Laboratorium van Wageningen University, behalve het lutumgehalte en het kalkgehalte (Blgg, Oosterbeek) (Tabel 24).

Tabel 24

Analysemethoden zware metalen en bodemkarakteristieken.

Betreft	Matrix	SWV	Apparaat	Q	Element
Grond	Drogen 40°C				
Grond	Zeven 2 mm				
Grond	Vochtbeplating 40°C				
Grond	Destructie HNO ₃ -HCl (Aqua Regia)	E1307 E1314 E	ICP-AES Thermo HR-ICP-MS AAS-koude damp	Q	Fe, S As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn Hg
Grond	Extractie 0,001 M CaCl ₂ *	E0104 E1317 E2508	pH-meter HR-ICP-MS SFA-TOC	Q	pH As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn DOC
Grond	Extractie 0,43 M HNO ₃	E1350 E1352	ICP-AES Thermo HR-ICP-MS		
Grond	Gloeiverlies	E0100	moffeloven	Q	Organische stof (105-550°C)
Grond	Lutum	Blgg			< 2 µm
Grond	Kalk	Blgg			CaCO ₃

Q: verrichting valt onder de RvA accreditatie, zie www.rva.nl

* CaCl₂ extractie uitgevoerd in vers materiaal en geschud met 0,001 M CaCl₂. Verse vaste stof: vloeistofverhouding 1:10.

Totaalextractie PAK, OCB en PCB

Voor de bepaling van de totale fractie PAK, OCB en PCB werd ongeveer 20 gram of zoveel als beschikbaar geëxtraheerd (geschud met 175 slagen per minuut gedurende 30 minuten) met 100 ml aceton en vervolgens met 50 ml petroleumether. De grond werd gescheiden van het aceton/petroleumethermengsel via een vouwfilter. Het extract werd in een scheitrechter gewassen met tweemaal 400 ml kraanwater voor de verwijdering van het aceton. Het petroleumether-extract werd gedroogd met natriumsulfaat en geconcentreerd tot 5 ml met Kuderna Danish en onder stikstof. Het extract werd opgesplitst in drie fracties (PCB, PAK). Van hetzelfde monster werd gelijktijdig een monster genomen voor de bepaling van het drogestofgehalte (105 °C) en het gloeiverlies gehalte (550 °C).

Partiële extractie met tenax

Voor de extractie van de biologisch beschikbare fractie PAK en PCB werd ongeveer twee gram veldvochtig materiaal in een 100 ml scheitrechter ingewogen. Hieraan werd 80 ml schudoplossing (milli-q water met 63 mg kwikchloride per liter) en 1,5 gram Tenax toegevoegd. Gedurende zes uur werd de scheitrechter in het donker bij 20 °C geschud met 175 slagen per minuut. De tenax werd gescheiden van de grond en het water door de grond en het water uit de scheitrechter te laten lopen. De tenax werd eenmaal gespoeld met

ongeveer 25 ml water waarna de tenax met het water werd overgebracht in een tweede scheitrechter. Hieraan werd 1,5 g tenax toegevoegd en gedurende één nacht bij 60 °C geschud. De tenax werd op gelijke manier als bij de 20 °C-fractie gescheiden van de grond, maar echter opgevangen in een chromatografiebuis.

De buis met gedurende de nacht bij 40 °C gedroogd waarna de tenax met 20 ml hexaan werd geëluëerd. Het volume hexaan werd gereduceerd tot 2 ml, waarna het extract in twee fracties werd opgedeeld (PCB en PAK). De grond werd over een vouwfilter geëxtraheerd op analoge wijze als bij de totaal extractie.

Analyse

De PCB-fractie werd gezuiverd door toevoeging van één ml geconcentreerd zwavelzuur. De hexaanfractie werd afgepipeteerd en geanalyseerd met GC-MSD.

De PAK-fractie werd overgebracht in acetonitril en geanalyseerd met HPLC-FLU.

Bijlage 3 Laboratoriummetingen monsters kleigebieden

Tabel 25

Gehalten in referentie (R), baggerstrook (B), en sediment (S) op basis van Aqua Regia (mg/kg, Fe en S in g/kg).

Locatie	type	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	Zn	% OM	% < 2 µm
N1	B	11	75	0,36	8	41	16		0,14	1	25	30		81	10	30
N2	B	15	66	0,49	10	45	20		0,18	1	29	45		115	14	40
N3	B	13	68	0,41	9	41	17		0,11	1	26	34		113	12	31
N4	B	19	65	0,42	12	49	17		0,13	1	32	35		89	10	39
N5	B	14	54	0,40	9	42	23		0,23	1	27	44		98	11	31
HR1	B	8	72	0,57	4	22	32		0,51	2	13	104		88	19	13
HR2	B	14	123	1,23	8	41	69		1,50	2	25	349		260	13	18
HR3	B	10	65	0,57	7	32	36		0,41	2	19	98		110	15	20
HR4	B	13	79	0,60	5	37	42		2,90	2	18	191		98	16	17
HR5	B	15	173	0,89	12	38	56		0,77	2	34	154		185	23	21
Z1	B	10	27	0,43	5	27	25		0,10	0	12	23		64	7	13
Z2	B	8	22	0,26	4	25	12		0,06	0	10	21		44	4	10
Z3	B	11	25	0,29	5	27	14		0,06	0	13	16		46	4	15
Z4	B	10	25	0,38	8	36	10		0,06	1	17	21		98	6	19
D1	B	13	31	0,34	7	31	10		0,08	1	18	21		61	6	20
D2	B	13	143	0,66	10	40	46		0,39	2	31	98		188	16	25
D3	B	13	127	0,64	8	48	19		0,18	1	29	46		89	20	33
D4	B	13	41	0,37	7	32	23		0,08	0	20	28		76	6	17
D5	B	15	86	0,34	8	34	26		0,06	0	26	36		69	5	21
R1	B	14	213	0,66	12	46	28	33	0,11	1	38	41	1,1	126	16	33
R2	B	18	346	0,76	13	41	37	59	0,22	3	36	49	1,8	184	15	34
R3	B	12	283	0,65	15	55	34	39	0,17	1	46	39	0,8	135	13	30
R4	B	17	301	0,82	14	55	37	41	0,20	1	45	68	1,4	174	10	35
R5	B	16	279	0,47	17	60	32	41	0,23	1	49	41	0,5	119	23	30
R6	B	9	137	0,41	8	29	20	19	0,26	0	24	34	0,3	91	5	17
N1	R	18	59	0,45	11	50	19		0,12	1	31	38		97	12	40
N2	R	16	54	0,51	10	49	19		0,19	1	28	56		100	14	39
N3	R	19	51	0,37	10	50	17		0,10	1	30	37		88	9	38
N4	R	18	59	0,47	10	47	22		0,16	1	28	42		104	15	37
N5	R	15	56	0,42	10	48	25		0,18	1	29	45		101	12	35
HR1	R	8	64	0,37	4	28	45		0,66	1	18	124		72	12	14
HR2	R	15	131	1,27	8	51	85		2,73	1	24	410		223	15	21
HR3	R	14	71	0,42	7	45	33		0,34	2	23	91		94	18	28
HR4	R	10	88	0,63	5	26	55		0,87	3	17	239		128	17	13
HR5	R	14	179	0,74	9	35	56		0,71	2	28	155		142	20	19
Z1	R	8	20	0,28	4	26	36		0,13	0	10	20		42	4	10
Z2	R	11	27	0,28	5	34	12		0,07	0	14	20		50	3	15
Z3	R	14	26	0,34	8	37	16		0,06	1	18	19		69	6	19
Z4	R	14	22	0,29	5	28	14		0,06	0	12	15		42	4	13

Locatie	type	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	Zn	% OM	% < 2 µm
D1	R	7	16	0,17	3	17	4		0,04	0	9	10		30	3	7
D2	R	14	134	0,74	8	44	27		0,30	1	30	58		101	20	35
D3	R	10	70	0,32	7	32	14		0,10	0	22	24		64	4	15
D4	R	13	36	0,39	6	29	18		0,11	0	17	23		56	4	15
D5	R	11	76	0,29	8	33	21		0,10	0	24	22		59	4	20
R1	R	11	169	0,6	12	47	28	30	0,12	1	37	43	0,9	133	15	32
R2	R	13	264	0,95	13	58	39	39	0,15	1	40	53	1,2	173	18	44
R3	R	14	200	0,49	13	53	29	35	0,18	1	42	38	0,9	126	14	31
R4	R	16	291	0,44	13	67	34	38	0,21	1	47	48	1,2	129	20	38
R5	R	8	164	0,35	8	40	23	23	0,24	1	26	43	0,6	97	10	28
R6	R	7	89	0,3	6	23	19	14	0,27	0	19	22	0,2	64	3	13
N1	S	9	93	0,34	7	43	16		0,10	1	25	44		83	11	27
N2	S	12	92	0,44	8	47	21		0,14	1	26	73		111	14	32
N3	S	12	62	0,34	8	44	16		0,07	1	26	27		80	11	31
N4	S	11	72	0,37	7	40	17		0,09	1	23	36		83	10	25
N5	S	10	41	0,35	7	33	14		0,12	1	21	31		104	8	21
HR1	S	5	49	0,2	5	15	16		0,12	2	17	23		50	39	5
HR2	S	22	118	1,25	11	31	59		0,96	3	34	487		505	21	11
HR3	S	9	32	0,58	11	29	18		0,33	3	29	40		104	35	14
HR4	S	9	93	0,53	13	34	37		0,34	2	34	85		157	25	18
HR5	S	7	103	0,43	7	22	52		0,58	1	21	114		98	28	12
Z1	S	14	57	1,03	9	66	133		0,13	1	37	40		349	18	27
Z2	S	5	18	0,47	4	32	30		0,12	1	13	31		131	9	14
Z3	S	3	14	0,15	2	16	12		0,04	0	7	10		33	4	6
Z4	S	10	19	0,23	6	31	11		0,02	1	15	10		57	8	14
D1	S	10	73	0,36	7	44	34		0,08	2	24	27		132	13	25
D2	S	15	140	0,94	13	36	54		0,43	2	31	124		289	27	19
D3	S	11	94	0,61	13	47	16		0,11	1	36	26		90	23	28
D4	S	10	39	0,27	6	29	18		0,08	1	19	24		64	9	14
D5	S	8	74	0,23	6	29	16		0,05	0	19	18		50	6	12
R1	S	12	225	0,32	12	48	24		0,13	1	40	27		102	9	65
R2	S	23	521	0,36	12	36	24		0,16	1	32	33		96	13	59
R3	S	8	235	0,44	12	52	27		0,19	1	41	28		111	15	67
R4	S	13	346	0,89	13	59	39		0,22	1	45	125		214	19	78
R5	S	16	46	0,47	12	52	37		0,25	1	45	26		105	30	79
R6	S	9	221	0,29	10	41	22		0,28	1	34	32		99	6	38

Tabel 26

Gehalten in referentie (R), baggerstrook (B) op basis van 0,001 M CaCl₂ (metalen in ug/kg, DOC-C in mg/kg).

Locatie	type	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn	pH	DOC-C
N1	B	27	403	0,7	1,5	3	117	19	14	0	51	7,93	46
N2	B	62	54	0,2	1,5	13	144	8	19	3	60	7,87	60
N3	B	32	301	0,2	0,8	4	140	15	11	0	42	7,79	37
N4	B	89	49	0,2	1,2	12	153	10	24	4	25	8,12	55
N5	B	24	60	0,4	1,6	13	107	12	21	3	43	7,94	45
HR1	B	14	404	5,3	13,4	15	283	5	61	85	1591	5,16	176
HR2	B	10	356	1,5	1,9	8	126	37	26	23	155	7,25	73
HR3	B	20	289	3,4	7,3	24	316	6	65	76	818	5,48	91
HR4	B	17	508	3,4	8,8	23	262	3	60	181	670	5,16	136
HR5	B	23	497	1,6	8,4	17	140	11	56	111	507	5,8	125
Z1	B	57	41	0,6	3,2	34	86	6	19	13	132	7,13	40
Z2	B	84	52	0,3	1,3	15	86	4	12	8	46	7,87	23
Z3	B	114	34	0,3	0,6	7	78	11	9	2	24	8,33	21
Z4	B	15	64	3,1	7,9	37	107	8	101	12	332	6,16	102
D1	B	28	43	0,4	0,9	8	207	14	18	1	40	7,87	50
D2	B	13	311	1,1	3,6	20	346	5	49	39	356	6,44	86
D3	B	14	763	5,1	10,7	25	137	1	84	33	519	5,1	142
D4	B	98	54	0,2	1,0	10	157	10	10	4	28	8,18	27
D5	B	70	164	0,1	0,7	7	162	4	8	3	22	8,25	21
R1	B	14	268	0,2	1,8	17	34	4	17	6	27	8,05	42
R2	B	10	158	0,0	0,6	7	26	3	4	2	11	7,67	26
R3	B	25	401	0,2	2,4	25	53	5	23	7	40	7,7	50
R4	B	16	975	1,7	5,7	51	62	3	66	22	239	6	72
R5	B	8	276	0,5	1,4	16	29	1	24	6	44	6,3	24
R6	B	28	338	0,3	1,4	21	28	2	18	9	76	6,73	16
N1	R	23	61	0,2	1,2	12	30	6	27	2	46	6,96	42
N2	R	10	73	0,5	1,7	21	27	1	32	5	73	6,31	45
N3	R	19	133	0,5	3,8	45	26	3	50	11	95	6,55	43
N4	R	63	68	0,4	3,9	44	86	7	43	9	150	6,75	90
N5	R	24	76	0,4	3,8	41	65	5	38	12	116	6,91	62
HR1	R	16	502	5,6	18,5	23	161	3	91	180	1479	4,94	100
HR2	R	23	596	7,4	11,9	33	195	5	72	306	1378	5,49	90
HR3	R	11	379	4,4	39,7	22	133	3	79	45	902	4,9	116
HR4	R	30	144	1,5	7,8	16	252	38	44	190	422	6,17	172
HR5	R	21	536	1,2	6,7	23	129	16	37	133	221	6,26	95
Z1	R	43	61	1,6	3,4	33	108	2	29	17	155	6,1	25
Z2	R	161	25	0,2	0,3	5	42	3	9	2	19	8,28	12
Z3	R	205	25	0,2	0,8	9	70	4	18	3	25	8,34	16
Z4	R	23	35	0,3	1,8	18	86	20	19	7	47	7,88	27
D1	R	23	25	0,2	0,8	8	33	5	9	2	27	8,18	23
D2	R	17	410	2,8	10,3	37	218	3	78	38	353	5,53	146
D3	R	9	138	0,2	0,4	5	36	9	7	2	19	8,33	21
D4	R	75	31	0,1	0,6	6	75	4	6	2	23	8,39	16
D5	R	34	156	0,1	0,6	5	125	5	7	1	19	8,37	19
R1	R	19	339	0,7	3,5	35	58	2	49	10	108	6,45	60
R2	R	8	277	0,6	3,1	40	55	2	41	9	114	6,51	55
R3	R	13	551	0,8	4,1	39	59	2	48	12	118	6,19	56
R4	R	20	600	1,4	4,0	30	43	2	49	16	116	5,72	50
R5	R	8	651	3,9	3,3	25	47	1	64	12	380	5,29	41
R6	R	30	378	1,2	2,4	27	51	2	53	12	206	5,79	17

Bijlage 4 Laboratoriummetingen monsters depots in veengebieden

Tabel 27

Gemiddelde gehalten in nulonderzoek van de bovengrond (nul), baggerspecie (specie), en keuring gerijpte specie (depot) op basis van Aqua Regia (mg/kg). De gemiddelden zijn berekend op basis van data uit rapporten van baggerdepots verkregen van Waterschappen genoemd in het rapport.

Locatie	Type	As	Cd	Cu	Hg	Ni	PAK	Pb	pH	Zn	Cr	% OM < 2 µm	%
1	Depot	18	0.7	33	0.2	37	2.0	45	6.6	171	43	44	30
2	Depot	17	0.9	40	0.4	41	3.5	70	7.1	195	45	21	29
3	Depot	13	0.4	23	0.1	35		27	6.9	104	37	18	17
4	Depot	24	0.7	30	0.2	38	2.6	51	7.2	175	42	21	25
5	Depot	15	1.1	58	0.2	43	12.6	80	7.1	228	46	14	38
6	Depot	17	0.8	53	0.4	44	3.9	70	6.0	246	48	28	34
7	Depot	30	2.2	83	1.2	51	9.8	157	6.8	638	68	20	38
8	Depot		0.7	43	0.2	29	2.5	83	6.5	245		29	14
9	Depot		0.9	54	0.4	44	3.8	105	6.7	290		24	15
10	Depot		0.7	37	0.2	38						25	33
11	Depot	19	1.1	39	0.4	39		62	5.5	209	45	27	28
12	Depot	16	1.3	72	0.3	49	9.1	77	6.2	283	50	20	42
13	Depot	15	1.1	62	0.3	44	24.0	87	7.0	286	48	16	35
14	Depot	19	0.8	32	0.2	38	1.9	44	6.5	157	43	37	29
15	Depot	22	1.3	42	0.2	44	4.5	68	6.3	188	42	42	22
16	Depot	15	1.0	34	0.2	37	0.7	43	7.3	191	42	10	29
17	Depot	9	0.5	29	0.2	24	3.3	37	7.3	163	27	11	28
18	Depot	12	0.8	41	0.2	31	1.7	60	6.1	148	31	44	16
19	Depot	11	0.8	40	0.4	35	26.2	79	5.7	188	29	38	21
20	Depot	14	0.8	41	0.4	40	3.8	54	7.0	189	42	30	20
21	Depot	17	0.6	37	0.2	41	1.7	41	7.3	231	49	26	25
22	Depot	14	0.7	47	0.5	35	5.4	87	6.7	174	33	45	18
23	Depot	12	0.5	34	0.2	29	6.2	56	5.9	132	27	40	23
24	Depot	13	1.1	43	0.4	21		99		235	27	64	12
25	Depot	13	1.1	38	0.2	26	0.5	74		202	32	49	18
26	Depot	9	0.7	43	0.3	26	0.9	82		160	31	43	43
27	Depot	5	0.7	30	0.2	17	0.6	58		105	23	69	12
28	Depot	18	1.0	58	0.4	34	0.5	96		170	45	52	27
29	Depot	14	1.2	71	0.5	30	1.2	140		235	31	49	23
30	Depot	10	0.7	40	0.3	28	1.0	66		155	28	56	23
31	Depot	12	0.7	36	0.3	25	0.6	65		145	25	62	14
32	Depot	13	0.9	39	0.4	25	0.8	76		180	26	65	18
33	Depot	10	0.3	27	0.1	23	0.3	40		96	28	60	16
34	Depot	17	0.4	37	0.2	37	0.4	53		160	39	25	41
35	Depot	10	0.5	20	0.1	19	0.7	37		115	22	79	9
36	Depot	9	0.3	18	0.2	17	0.9	45		90	35	54	11
37	Depot	6	0.3	12	0.2	13	0.6	21		56	17	63	11

Locatie	Type	As	Cd	Cu	Hg	Ni	PAK	Pb	pH	Zn	Cr	% OM	% < 2 µm
1	Specie	27	1.4	43	0.5	33		100		315	52	20	44
3	Specie	12		34	0.2	21	1.5	39		150	39	31	32
4	Specie	27		43		33	0.0	100		315	52	20	44
5	Specie	13	1.2	71	0.3	35	35.5	83		300	59	16	43
6	Specie	20	3.0	68	0.7	33		86		370	58	32	50
7	Specie	24	2.3	76	1.1	41		131		540		19	52
8	Specie	19	1.6	50	0.5	30	4.3	86		372	55	22	36
9	Specie	27	1.7	61	0.7	27	10.6	154		455	58	23	45
10	Specie	24	1.1	32	0.3	24	2.1	81		365	44	16	35
11	Specie	16	0.5	51	0.3	33	4.6	54		170	54	14	37
12	Specie	14	1.0	76	0.4	31	0.0	76		290	54	15	44
13	Specie	12	1.3	69	0.3	37	48.4	85		303	60	16	43
24	Specie	9	0.7	41	0.2	17	2.8	65		205	23	30	9
25	Specie	9	0.6	44	0.4	26	1.6	89		207	36	40	15
26	Specie	11	1.0	47	0.4	30	1.3	99		200	33	58	15
27	Specie	9	0.7	51	0.5	29	1.9	118		216	35	54	12
28	Specie	8	0.8	50	0.4	24	5.3	90		201	26	43	33
29	Specie	8	0.8	48	0.4	24	5.5	88		194	25	41	32
30	Specie	8	0.8	50	0.4	24	5.3	90		201	26	43	33
31	Specie	8	0.8	50	0.4	24	5.3	90		201	26	43	33
32	Specie	8	0.8	50	0.4	24	5.3	90		201	26	43	33
33	Specie	12	0.6	32	0.4	24	0.4	58		130	23	46	21
34	Specie	10	0.6	32	0.3	27	1.1	64		169	34	26	27
35	Specie	11	0.7	24	0.2	23	0.5	49		121	28	52	8
36	Specie	11	0.6	25	0.2	24	0.6	47		117	30	49	12
37	Specie	11	0.6	25	0.2	24	0.6	47		117	30	49	12
1	Nul	19	0.7	40	0.2	40	0.3	73		130	56	23	28
2	Nul	16	0.4	29	0.1	39		18		70	46	29	28
3	Nul	20	0.6	35	0.2	38	0.7	46		104	53	41	18
4	Nul	19	0.8	34	0.3	39	3.5	70		110	65	41	25
5	Nul	18		36	0.2	44		42		115	57	11	38
6	Nul	22	0.8	48	0.3	49		48		150	70	12	47
7	Nul	20	0.5	34	0.1	51	0.2	48		120	64	14	44
8	Nul	16	0.5	24	0.1	30	1.4	44		90	42	20	40
9	Nul	19	0.5	30	0.2	36	0.3	50		96	48	22	27
10	Nul	20		31	0.2	42		44		117	64	31	28
11	Nul	21	0.7	45	0.2	55		58		160	73	16	37
12	Nul	21	0.5	51	0.2	45	0.3	69		140	60	17	43
13	Nul	14	0.4	45	0.3	38	0.3	64		145	46	14	31
14	Nul	21	0.9	36	0.2	47	0.2	50		115	72	25	37
15	Nul	17	0.5	46	0.3	30	0.3	90		114	54	23	36
16	Nul	11	0.3	26	0.1	26	0.3	35		84	32	7	39
17	Nul	12	0.5	44	0.2	37	0.4	77		150	51	10	37
18	Nul	14	0.4	33	0.3	35	0.4	88		101	42	26	31
19	Nul	16	0.4	31	0.3	31	0.2	67		90	53	21	35
20	Nul	15	0.7	45	0.2	31	0.2	60		120	51	23	29
21	Nul	13	0.5	36	0.2	29	0.2	42		109	42	21	33
22	Nul	16	0.3	73	0.7	26	0.3	189		102	56	30	32
23	Nul	18	0.7	62	0.5	36	2.4	140		140	56	27	29
24	Nul	13	0.5	36	0.2	30	0.4	57		118	40	20	22
25	Nul	17	0.4	36	0.2	44	0.2	51		115	62	21	34

Locatie	Type	As	Cd	Cu	Hg	Ni	PAK	Pb	pH	Zn	Cr	% OM < 2 µm	%
26	Nul	39	1.1	170	1.4	33	0.6	768		400	43	57	21
27	Nul	13	0.8	44	0.3	22	3.2	95		122	32	69	15
28	Nul	16	0.9	46	0.3	36	0.2	86		107	41	39	32
29	Nul	16	1.4	57	0.5	36	0.4	115		185	57	37	34
30	Nul	11	0.6	36	0.2	34	0.2	51		112	36	26	37
31	Nul	12	1.1	46	0.3	27	0.9	83		130	29	56	17
32	Nul	15	1.0	38	0.3	36	0.3	78		119	52	32	35
33	Nul	18	0.6	36	0.3	38	0.3	56		125	59	15	36
34	Nul	16	0.6	39	0.2	38	0.6	66		175	55	17	34
35	Nul	16	0.5	29	0.2	32	0.3	73		96	52	33	25
36	Nul	13	0.7	31	0.2	26	0.3	47		107	40	40	21
37	Nul	12	0.5	25	0.1	24	0.2	41		103	36	50	17

Tabel 28

Gemeten gehalten in depot (dep), sediment (S) en referentie (ref) op basis van Aqua Regia (mg/kg), Fe en S in g/kg.

locatie	Type	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	S	Zn	% OM	% µm	% Ca
A	Dep	29	190	2.4	16	62	77		1.4	1.2	43	188		699	23	40	<0.1
A	Dep	28	380	2.0	18	61	71		1.1	1.2	42	170		487	24	44	0.40
A	Dep	31	262	2.1	17	66	76		1.3	1.2	43	190		513	24	45	0.10
A	Ref	21	330	0.9	12	68	37		0.2	1.7	45	66		154	23	58	<0.1
A	Sed	14	74	0.9	12	46	33	32	0.3	2.1	39	79	19	211	-	32	1.10
L	Dep	18	125	1.1	11	50	61		0.3	2.5	41	67		165	27	49	<0.1
L	Dep	17	207	0.6	9	51	62		0.3	2.6	37	79		149	25	49	<0.1
L	Dep	16	249	0.5	10	47	39		0.2	1.9	38	51		122	22	41	<0.1
L	Ref	23	320	0.7	12	71	36		0.2	1.7	47	57		138	24	61	0.10
L	Sed	14	75	0.8	12	43	30	33	0.2	1.5	43	33	14	131	32	46	1.50
G	Dep	19	95	1.3	9	49	43		0.6	1.9	33	95		267	32	29	<0.1
G	Dep	14	88	1.0	10	38	37		0.3	1.6	33	78		232	29	26	0.10
G	Dep	16	73	1.3	9	40	55		0.4	2.6	35	119		346	35	27	0.10
G	Ref	15	194	0.7	8	50	28		0.2	1.1	31	56		144	24	30	<0.1
G	Sed	7	122	0.3	7	36	16	20	0.1	1.6	25	30	5	77	12	19	7.30

%µm: lutum

%Ca: % kalk

Tabel 29

Gemeten gehalten in depot (depot), sediment (S) en referentie (ref) op basis van verse grondmonsters in 0,001 M CaCl₂ (ug/kg) bij L/S=10.

Locatie	Type	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn	pH	DOC-C
A	Dep	4,9	394	101	12	4,3	43	1,8	981	16	50506	4,67	32
A	Dep	8,5	655	35,5	7	5,3	56	1,4	292	4	12732	4,92	60
A	Dep	7,8	541	91,8	11	6,7	72	1,1	666	9	28661	4,68	70
A	Ref	8,5	644	5,81	3	13,8	61	5,5	73,1	11	327	5,33	96
A	Sed	5,6	462	145	1008	6,4	87	2,0	1765	90	12258	3,93	52
L	Dep	4,1	452	126	548	5,8	67	1,8	973	69	7682	4,21	63
L	Dep	7,4	546	4,45	13	7,2	50	4,6	114	4	479	5,5	106
L	Dep	12,7	554	2,01	4	25,6	55	6,4	56,8	13	122	5,78	104
L	Ref	8,3	442	62,1	433	4,8	22	1,6	656	77	17294	4,4	35
L	Sed	3,2	413	77,3	479	3,0	29	1,2	913	63	17286	4,27	36
G	Dep	11,8	414	148	828	5,9	97	2,1	1592	351	30809	3,85	44
G	Dep	11,3	628	2,1	2	7,5	25	4,2	24,9	13	296	5,7	80
G	Dep	4,9	394	101	12	4,3	43	1,8	981	16	50506	4,67	32
G	Ref	8,5	655	35,5	7	5,3	56	1,4	292	4	12732	4,92	60
G	Sed	7,8	541	91,8	11	6,7	72	1,1	666	9	28661	4,68	70

Tabel 30

Gemeten gehalten in baggerstrook (bag), depot (dep), en referentie (ref) op basis van 0,43 M HNO₃ (mg/kg), % organische stof, en % lutum (%2um), Fe, Al, en P extractie met oxaalzuur, organische stof (%OS), % lutum (%2um) en pH in 0,001 M CaCl₂.

Locatie	Type	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Mo	Pb	Zn	Al _{ox}	Fe _{ox}	P _{ox}	%OS	%2um	pH
A	Dep	16	8	1,5	6,3	6,0	31	11	0,17	85	315	1,6	26	4,2			
A	Ref	1,4	205	0,7	2,0	2,5	13	10	0,04	25	29	2,7	15	1,1			
G	Dep	7,3	7	0,7	4,9	2,2	15	12	0,11	34	116	2,0	15	0,9			
G	Ref	5,3	66	0,6	2,4	2,4	11	9	0,05	29	44	1,9	8	0,6			
HR4	Bag	4,4	53	0,4	2,9	3,8	21	9	0,29	147	33		13	1,5	21	16	4,6
HR4	Bag	1,8	49	0,4	2,9	1,8	14	8	0,10	55	31		10	1,0	16	19	5,6
HR4	Ref	3,8	55	0,6	3,0	2,4	20	8	0,16	100	54		10	1,2	21	16	4,9
HR5	Bag	5,7	73	1,0	3,0	3,7	42	7	0,08	260	84		7	1,1	15	17	6,1
HR5	Bag	6,5	35	0,9	3,6	2,1	26	8	0,07	207	156		8	0,8	22	18	7,3
HR5	Ref	3,5	51	0,4	2,5	2,3	19	6	0,08	100	31		7	0,7	13	13	5,4
D3	Bag	1,8	54	0,4	2,0	1,9	9	7	0,04	24	27		10	0,8	16	28	5,6
D3	Bag	4,2	89	0,6	2,9	1,9	32	8	0,10	101	88		12	1,6	18	23	6
D3	Ref	0,6	90	0,3	2,9	1,8	5	9	0,01	11	17		11	0,5	15	31	6,3
HK	Dep	2,5	56	0,4	2,4	3,5	15	16	0,12	36	27		19	1,0	28	41	4,9
HK	Dep	2,6	64	0,5	3,5	3,5	15	18	0,12	36	43		19	1,1	32	41	4,6
HK	Ref	1,4	208	0,6	2,5	2,9	26	12	0,07	98	32		19	1,0	25	47	5,5
G	Dep	3,4	69	0,6	3,0	2,3	10	11	0,05	24	52		11	0,6	31	31	5,4
G	Dep	6,7	9	0,5	5,2	2,1	15	11	0,12	56	150		15	0,7	31	22	4,2
G	Ref	3,5	116	0,5	2,7	2,3	12	10	0,08	24	33		14	0,9	31	30	5,5
A	Dep	13	26	1,3	6,3	6,2	28	12	0,16	74	230		27	4,7	22	37	6
A	Dep	12	14	1,4	4,0	6,5	32	11	0,15	92	181		27	3,8	23	38	4,4
A	Dep	15	14	1,4	3,9	6,9	33	12	0,17	99	172		28	4,2	24	38	4,2
A	Dep	12	19	1,5	4,5	6,3	35	11	0,13	96	201		27	3,8	25	40	4,5
A	Ref	0,9	233	0,5	1,7	2,1	12	10	0,03	18	22		13	0,8	23	58	5,6
A	Ref	0,9	223	0,6	1,8	2,1	13	10	0,03	21	26		14	1,0	23	54	5,3
L	Dep	4,6	16	0,6	3,0	3,1	20	15	0,15	22	33		20	1,0	24	46	4,4
L	Dep	3,2	61	0,4	3,5	2,1	13	13	0,09	20	27		14	0,9	21	30	6,1
L	Ref	1,6	192	0,5	2,3	2,4	12	13	0,04	18	19		16	0,8	29	56	5,6

Bijlage 5 Scenarioberekeningen voor zware metalen

Tabel 31

Bodemeigenschappen gebruikt in modellering.

Diepte van	tot	SOM (%)	Klei (%)	pH	Rho (kg/L)	Fe _{ox} (mmol/kg)	Al _{ox} (mmol/kg)
0	5	19,7	38	5,8	1,1	89	63
5	15	19,7	38	5,8	1,1	89	63
15	20	19,7	38	5,8	1,1	89	63
20	25	19,7	38	5,8	1,1	89	63
25	35	3,30	41,3	5,8	1,2	68	55
35	50	2,60	44,9	5,9	1,2	56	66
50	60	2,20	44,7	6,2	1,2	66	70
60	75	2,20	39,6	6,3	1,3	67	62
75	100	2,20	33,9	6,5	1,3	52	33

Bijlage 6 Model inputs voor modelberekeningen metalen

Modelcoëfficiënten bodem-plant relaties

Tabel 32

Coëfficiënten voor het berekenen van cadmiumgehalten in gewassen.

	a	b (OS)	c (klei)	d (pH)	e (Me)
Gras	1,45	0	0	-0,38	1,22
Maïs	0,9	0	-0,32	-0,21	1,08
Aardappels	0,97	-0,41	-0,2	-0,21	0,81
Graan	0,22	-0,33	-0,04	-0,12	0,62
Suikerbiet	1,33	0	-0,13	-0,22	0,62
Overig graan	0,22	-0,33	-0,04	-0,12	0,62

Tabel 33

Coëfficiënten voor het berekenen van kopergehalten in gewassen.

	a	b (OS)	c (klei)	d (pH)	e (Me)
Gras	1,41	-0,65	0	-0,18	0,83
Maïs	0,07	0	-0,11	0,06	0,19
Aardappels	0,22	0	0	-0,02	0,43
Graan	0,65	0	0	-0,03	0,16
Suikerbiet	0,73	0	0	-0,03	0,39
Overig graan	0,65	0	0	-0,03	0,16

Tabel 34

Coëfficiënten voor het berekenen van zinkgehalten in gewassen.

	a	b (OS)	c (klei)	d (pH)	e (Me)
Gras	2,19	0	-0,49	-0,15	0,47
Maïs	1,35	-0,14	-0,25	-0,17	0,81
Aardappels	1,23	-0,07	-0,15	-0,09	0,34
Graan	1,32	0	-0,24	-0,06	0,45
Suikerbiet	2,69	-0,71	-0,37	-0,41	1,13
Overig graan	1,32	0	-0,24	-0,06	0,45

Mediane metaalgehalten van gewassen

Tabel 35

Mediane concentraties in overige akkerbouwgewassen (mg/kg).

	Cd	Cu	Zn
Zand	0,34	5,9	64
Klei	0,11	11,3	83
Veen	0,4	8,3	79

Tabel 36

Mediane metaal concentraties in bos en natuur (mg/kg).

	Cd	Cu	Zn
Loofbomen	0,3	10	10
Sparren	0,3	10	10
Dennen	0,3	10	10
Heide	0,15	10	10

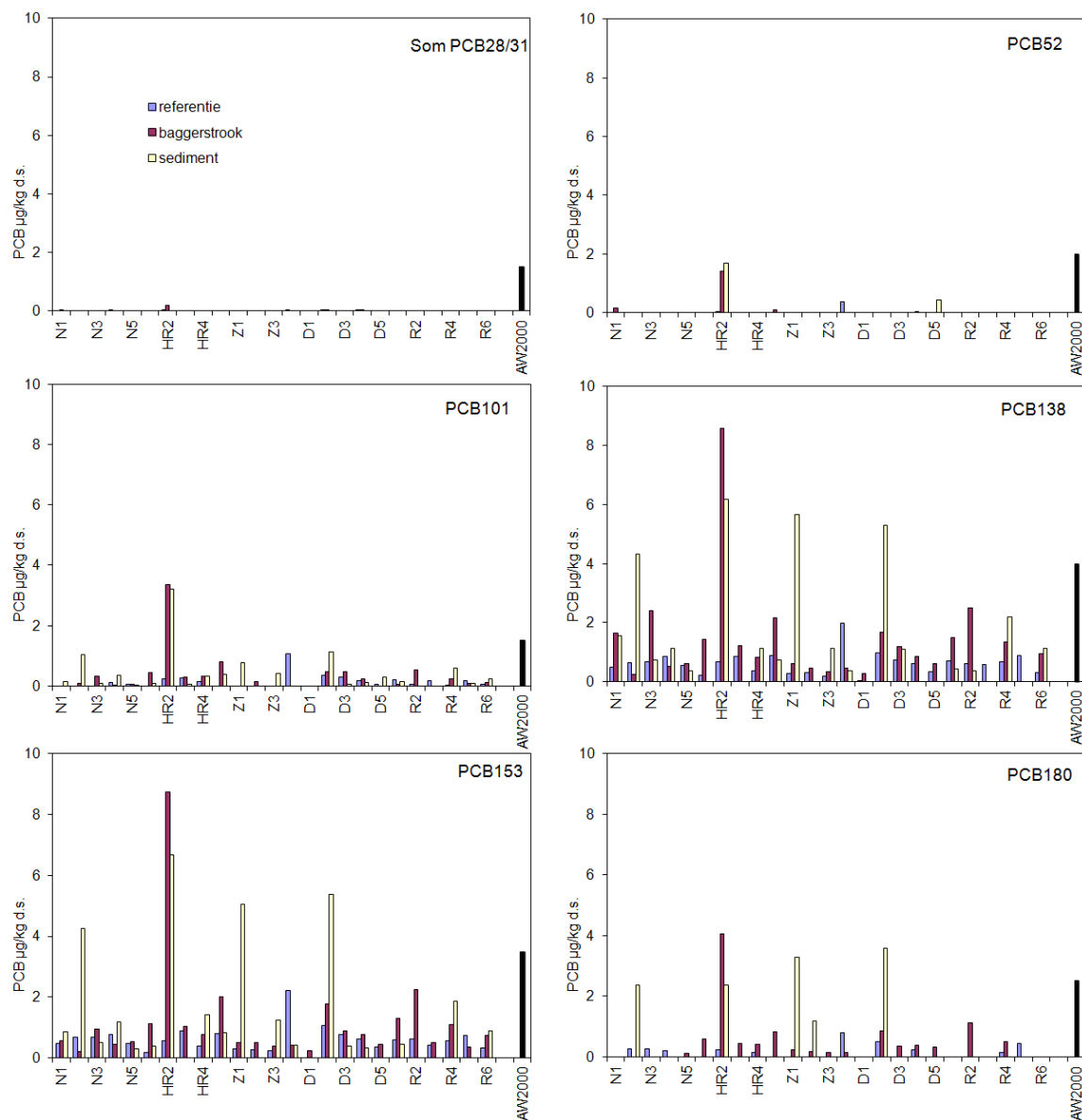
Afkomstig uit: dDe Vries et al., *in prep.*

Tabel 37

Coëfficiënten gebruikte partitievergelijking (vergelijking 3).

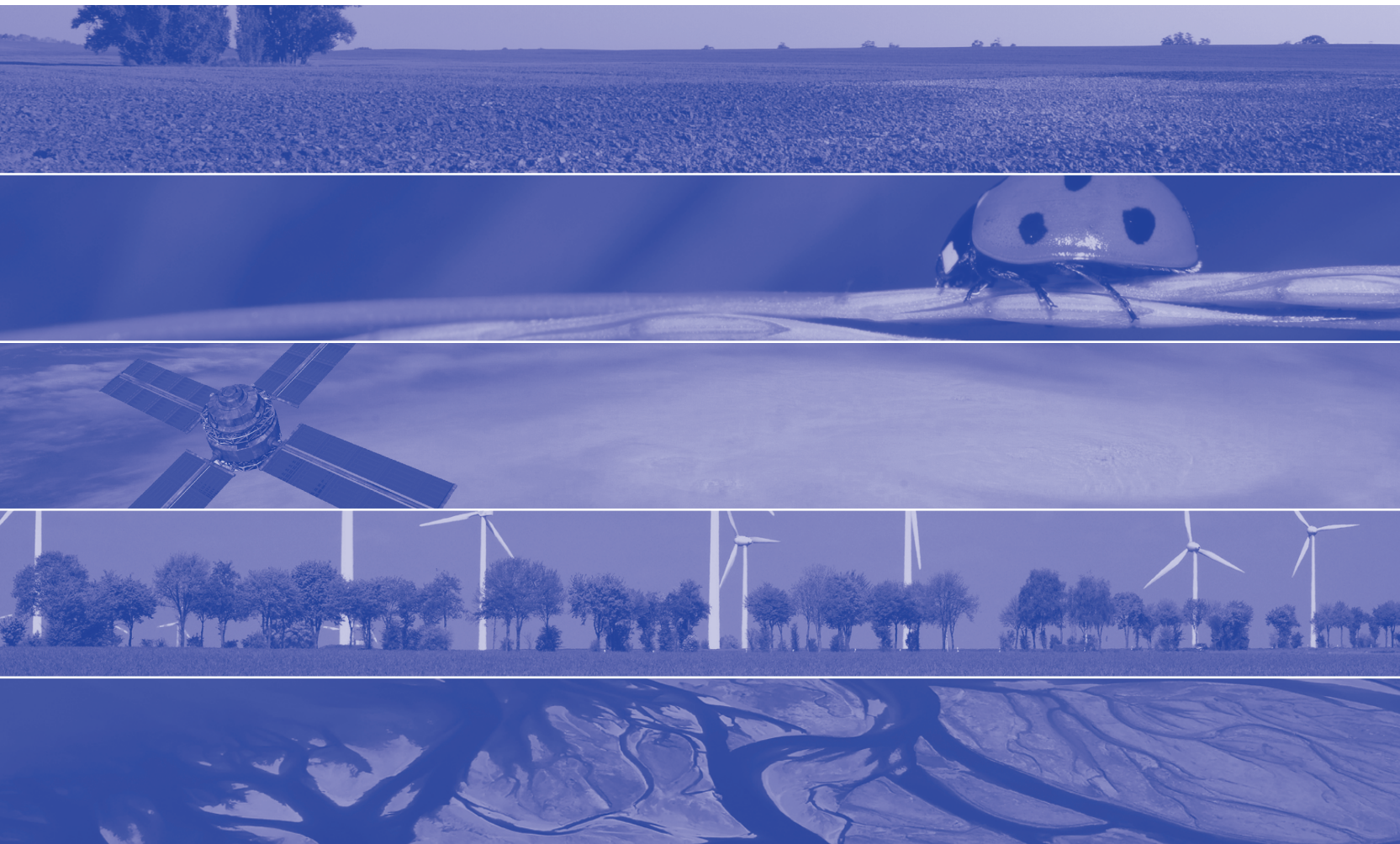
	α_0	α_1 (Q)	α_2 (SOM)	α_3 (Clay)	α_4 (AlFe)	α_5 (DOC)	α_6 (pH)	R ² adj	RMSE
Cd	1,60	1,11	-0,62	-	-0,39	0,29	-0,41	0,82	0,34
Cu	-3,74	0,60	-0,28	-	-0,79	0,79	-	0,56	0,42
Ni	-1,95	0,80	-0,77	-0,17	-	0,63	-0,25	0,62	0,40
Pb	-2,08	0,79	-0,40	-	-0,83	0,88	-0,29	0,63	0,67
Zn	0,93	0,99	-0,43	-0,22	-0,14	0,12	-0,46	0,83	0,39

Bijlage 7 Gegevens individuele PCB's



Figuur 74

Individuele PCB's in baggerstrook, sediment en referentielocaties (PCB in µg/kg d.s.). Ter vergelijking is de achtergrondwaarde gegeven (AW2000).



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het 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.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl