

Baggergronden in Vlaanderen

Voorstel van aanpak voor oude baggerstortplaatsen

IBW Bb R 2005.011
December 2005



Bart Vandecasteele
Rita Van Ham
Bruno De Vos
Jan Bal

Colofon

Bart Vandecasteele, Rita Van Ham, Bruno De Vos, Jan Bal
Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer
Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Gemeenschap
Gaverstraat 4, 9500 Geraardsbergen
www.ibw.vlaanderen.be
email: bart.vandecasteele@inbo.be

Wijze van citeren: Vandecasteele, B., Van Ham, R., De Vos, B., Bal, J., 2005.
Baggergronden in Vlaanderen. Voorstel van aanpak voor oude baggerstortplaatsen. December
2005. IBW Bb R 2005.011. In opdracht van AWZ. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer,
Geraardsbergen.

Druk: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement L.I.N. A.A.D. afd. Logistiek –
Digitale drukkerij

D/2005/3241/305

Trefwoorden: baggerstortterreinen, Leie, Schelde, ecologische risicobeoordeling,
bodemsaneringsdecreet, VLAREBO, fytostabilisatie, gecontamineerde sedimenten,
biobeschikbaarheid, blootstellingsevaluatie, veilig beheer, schermbos, schermfunctie

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen,
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Wetenschappelijke Instelling van de
Vlaamse Gemeenschap



Instituut voor Bosbouw
en Wildbeheer



Baggergronden in Vlaanderen

Voorstel van aanpak voor oude baggerstortplaatsen

December 2005
IBW Bb R 2005.011

Bart Vandecasteele, Rita Van Ham, Bruno De Vos, Jan Bal

Met medewerking van Tim Caers en Johan Ceenaeme (OVAM)

Studie op basis van overleg tussen AWZ, OVAM en IBW
uitgevoerd in opdracht van
Vlaams minister van Openbare Werken, Energie, Leefmilieu en Natuur

Inhoud

Samenvatting	1
Huidige toestand	1
Juridisch kader.....	2
Humaan- en ecotoxicologische risicobeoordeling.....	2
Mogelijke oplossingen	3
Inleiding	9
0.1. Baggergronden: een beschrijving	9
0.2. Problematiek van de baggergronden.....	10
0.3. Oude baggerstortplaatsen	10
1. Inventarisatie van oude baggerstortplaatsen.....	12
1.1. Inleiding	12
1.2. Materiaal en methoden.....	12
1.2.1. Studiegebied	12
1.2.2. Archiefgegevens	12
1.2.3. Inventarisatie van oude baggerstortplaatsen.....	13
1.2.4. Beoordeling van de bodemkwaliteit	13
1.2.5. Bepalen van de karakteristieken van verontreinigde baggerstortplaatsen.....	13
1.3. Randvoorwaarden.....	14
1.3.1. Representativiteit voor Vlaanderen?	14
1.3.2. Beperkingen bij de bemonsteringen en het aflijnen van baggerstortplaatsen	14
1.3.3. Metalen versus organische polluenten	14
1.4. Resultaten	15
1.4.1. Historiek van het baggeren	15
1.4.2. Bodemkwaliteit volgens VLAREBO.....	16
1.4.3. Bodemkwaliteit volgens de aanrijking t.o.v. referentiewaarden	18
1.4.4. Eigendom en beheer van verontreinigde oude baggerstortplaatsen.....	19
1.4.5. Karakteristieken van het bodemprofiel: diepte van de verontreiniging	20
1.4.6. Karakteristieken van het bodemprofiel: dikte van de verontreinigde laag.....	20
1.4.7. Landgebruik.....	21
1.4.8. Speciale beschermingszones.....	22

1.4.9. Periode van de aanleg van verontreinigde oude baggerstortplaatsen	23
1.4.10. Overlapping met het register van de verontreinigde gronden en potentieel verontreinigde sites, en de door OVAM gekende stortplaatsen	24
1.4.11. Clustering en ligging	24
1.5. Besluit	27
1.6. Actiepunten naar de toekomst	28
2. Bodemsaneringsdecreet en oude baggerstortplaatsen: juridisch kader en voorstellen van aanpak.....	29
2.1. Inleiding	29
2.2. Algemene juridische aspecten	29
2.2.1. Definitie stortplaatsen	29
2.2.2. Vlarebo-grond (grond waarop een inrichting van bijlage 1 van Vlarebo voorkomt/voorkwam)	30
2.2.3. Onderzoeksplicht	30
2.2.3.1. Periodieke onderzoeksplicht	30
2.2.3.2. Onderzoeksplicht bij overdracht	31
2.2.4. Saneringsplicht.....	31
2.2.4.1. Saneringsplichtige persoon	31
2.2.4.2. Vrijstelling saneringsplicht	31
2.2.5. Saneringsaansprakelijkheid	33
2.2.6. Aanduiden saneringsplicht - saneringsaansprakelijkheid.....	33
2.3. Huidige aanpak bodemonderzoeken op en rond stortplaatsen	33
2.3.1. oriënterend bodemonderzoek.....	33
2.3.1.1. huidige algemene richtlijnen voor bodemonderzoeken op en ter hoogte van stortplaatsen.....	33
2.3.1.2. Bespreking voor baggerstortplaatsen	34
2.3.2. beschrijvend bodemonderzoek	35
2.4. Juridische knelpunten met de huidige aanpak.....	35
2.4.1. Knelpunt 1: Administratieve moeilijkheden i.v.m. de perceelsgerichte benadering van het Bodemsaneringsdecreet	35
2.4.1.1. Draagwijdte saneringsplicht.....	35
2.4.1.2. Potentiële blokkering overdracht grond	36
2.4.1.3. Administratieve belasting bij verschillende aanvragen "onschuldigheid"	36
2.4.2. Knelpunt 2: risicobepaling en afperking	37
2.4.2.1. Efficiëntie perceelsgewijze sanering.....	37
2.4.2.2. Knelpunten met betrekking tot risicobepaling.....	37
2.4.3. Knelpunt 3: de gegevens over potentieel verontreinigde gronden bij de OVAM zijn onvolledig.....	37
2.5. Voorstellen van aanpak.....	38
2.5.1. Mogelijkheid 1: geen actie	38
2.5.2. Mogelijkheid 2: artikel 30 en 31 BSD	38
2.5.3. Mogelijkheid 3: samenwerkingsovereenkomst	39
2.5.4. Mogelijkheid 4: site.....	40
2.5.5. Voorkeur.....	40
3. Richtlijnen voor risicobeoordeling.....	41
3.1. Inleiding	41
3.2. Beoordeling van humaan toxicologische risico's en verspreidingsrisico	43
3.2.1. methodologie	43

3.2.2. toetsing van resultaten met Vlier-Humaan.....	44
3.2.2.1. Toetsing aan landbouwgebied.....	44
3.2.2.2. Toetsing aan recreatiegebied.....	45
3.2.3. besluit humaan risico.....	45
3.2.4. Inschatting van het verspreidingsrisico.....	47
3.3. Basismodel voor ecotoxicologische risicobeoordeling.....	47
3.4. Richtlijnen voor de ecologische risicobeoordeling.....	48
3.4.1. Bodem.....	49
3.4.1.1. Stappen.....	49
3.4.1.2. Aanpak.....	50
3.4.1.3. Evaluatie.....	51
3.4.2. Planten/bladeren.....	52
3.4.2.1. Stappen.....	52
3.4.2.2. Aanpak.....	52
3.4.2.3. Evaluatie.....	52
3.4.3. Bodeminvertebraten: regenwormen.....	53
3.4.3.1. Stappen.....	54
3.4.3.2. Aanpak.....	54
3.4.3.3. Evaluatie.....	54
3.4.4. Herbivore, detrivore en carnivore invertebraten en vertebraten.....	55
3.4.5. Indirecte blootstelling: biomagnificatie en secundaire vergiftiging.....	55
3.4.5.1. Stappen.....	55
3.4.5.2. Aanpak.....	55
3.4.5.3. Evaluatie.....	56
3.4.6. Strooisel en bodemprocessen.....	56
3.4.6.1. Stappen.....	56
3.4.6.2. Aanpak.....	56
3.4.6.3. Evaluatie.....	57
3.5. Risicotoetsing.....	57
3.6. Risicoclassificatie.....	58
3.7. Risico-reductie en gebruiksbepalingen.....	59
3.8. Monitoring.....	59
3.9. Eerste verkennende classificatie van de clusters van oude baggerstortplaatsen op basis van ecologisch en humaan risico.....	60
3.10. Besluit.....	62
3.11. Actiepunten naar de toekomst.....	62
4. Afwegingskader voor mogelijke oplossingen.....	64
4.1. Basisprincipes of krachtlijnen.....	64
4.2. Structuur van het afwegingskader.....	66
4.3. Oude baggerstortplaatsen en overstromingsgebieden.....	66
4.4. Baggerspecie afgraven en herlocaliseren.....	67
4.5. Leeflagen.....	68
4.6. Baggerstortplaatsen en natuurbeheer.....	69
4.6.1. Belemmering voor natuurontwikkeling: kritische factoren.....	69
4.6.2. Toxiciteit voor doelsoorten en bodemprocessen.....	70
4.6.3. Verstoring versus ecologische winst.....	70
4.7. vernatting, moerassen en hydrologisch beheer in functie van risicoreductie.....	71
4.8. Schermbos.....	71
4.9. Biomassaproductie en fyto-remediatie.....	72

4.10. Landbouw	73
4.11. Bodemadditieven	73
4.12. Alternatieve bestemming.....	74
4.13. Besluit	74
4.14. Actiepunten naar de toekomst	75
Bijlage 1: Methodiek van de inventarisatie.....	77
Opsporen van opgehoogde terreinen	77
Staalname	77
Fysische en chemische bodemanalyses	78
Evaluatie van de bodemverontreiniging	79
Identificatie van baggergronden	79
DredGis-databank.....	80
Bijlage 2: Kenmerken van de baggerstortplaatsen langs de verschillende waterlopen.....	80
Bovenschede.....	80
Leie	81
Kanaal Brugge-Gent	81
Zeeschede.....	82
Durme	82
Moervaart	83
Dender.....	83
IJzer.....	83
Bijlage 3: landgebruiksklassen.....	84
Bijlage 4. Gegevens OVAM	85
1. Het register van verontreinigde gronden.....	85
1.2. Opbouw en inhoud	85
1.2. Vergelijking inventarisatiestudie met register van verontreinigde gronden.....	86
2. het register van de potentieel verontreinigde sites (POT-sites).....	86
2.1. Opbouw en inhoud	86
2.2 Vergelijking inventarisatiestudie met register van potentieel verontreinigde gronden.....	87
3. locatie stortplaatsen.....	87
3.1. Inleiding.....	87
3.2. Aangeleverde GIS-laag	87
3.3. bespreking output.....	88
Bijlage 5. Blootstellingsevaluatie: Literatuurstudie en eigen onderzoeksresultaten	88
1. Emissie en transport (fysische processen).....	88
2. Transformatie.....	89
3. Biobeschikbaarheid.....	89
3.1. Bodem	90
3.2. Planten/bladeren.....	91
3.3. Bodeminvertebraten	93
3.4. Herbivore, detrivore en carnivore invertebraten en vertebraten	94
3.5. Indirecte blootstelling: biomagnificatie en secundaire vergiftiging	94
3.6. Strooisel en bodemprocessen.....	95
3.7. Landbouw	95

Bijlage 6. Effectevaluatie: literatuurstudie en eigen onderzoeksresultaten	96
1. Directe en indirecte effecten.....	96
1.1. Directe invloed: individuele planten en dieren.....	96
1.2. Indirecte invloed op vegetaties en soortensamenstelling	97
2. Resultaten van het onderzoek bij baggergronden.....	97
2.1. Single species-testen	97
2.2. Multispecies-testen.....	99
2.3. Metingen van bodemprocessen.....	99
2.4. In situ bepaling van soortensamenstelling en biomassa voor bodemorganismen	99
Bijlage 7. Opname van As door wilg en populier	100
Bijlage 8. Metaalopname bij gewervelde organismen op baggergronden.....	100
Bijlage 9. Stand van zaken van het onderzoekskader i.v.m. baggergronden.....	101
Bijlage 10. Het belang van regenwormen voor het risico op secundaire vergiftiging	103
Bijlage 11. Risicobeoordeling voor steenuil: evalueren van het ruimtelijk patroon van de verontreiniging	103
Beschrijving van het model.....	103
Bruikbaarheid van het model.....	104
Parameters	104
Afkortingen	106
Begrippen	106
Referenties.....	108

Samenvatting

In dit rapport wordt een voorstel van aanpak (afwegingskader) voor oude baggerstortplaatsen voorgesteld. Achtereenvolgens worden de huidige toestand, het juridisch kader, de risicobeoordeling en mogelijke oplossingen besproken.

Huidige toestand

In opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen werd een inventaris opgemaakt door het IBW van de oude baggerstortplaatsen langs de IJzer, de Bovenschelde, de Leie, het Kanaal Gent-Brugge, de Durme, de Dender en de Zeeschelde stroomopwaarts van Dendermonde. Er zijn analyseresultaten van metaalconcentraties in het vaste deel van de bodem beschikbaar voor 599 punten op oude baggerstortplaatsen.

Bij 500 ha oude baggerstortplaatsen werd het verontreinigingscriterium van het bodemsaneringsdecreet (80 % van de bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype II zijnde het criterium voor opname in het register van verontreinigde gronden) voor één of meerdere metalen overschreden. Cd, Zn en Cr zorgen voor het hoogste aandeel van de overschrijdingen. Vooral de oude baggerstortplaatsen langs de Leie en de Boven- en Zeeschelde zijn sterk verontreinigd met metalen.

Naast de aanrijking met metalen hebben de verontreinigde oude baggerstortplaatsen langs deze waterlopen ook andere specifieke karakteristieken: het gaat om kalkrijke kleibodems met een hoog nutriënten- en organische stofgehalte. Naast specifieke karakteristieken i.v.m. landgebruik, configuratie van de bodemverontreiniging, ligging binnen speciale beschermingszones en historiek wordt er ook een zekere geografische clustering vastgesteld (zie Tabel 1 en Fig. 1). Er wordt voorgesteld om bij de verdere aanpak vanuit deze clusters te vertrekken.

Juridisch kader

Oude baggerstortplaatsen worden gebruikt als bodems. Daarom spits het juridisch kader zich voornamelijk toe op het bodemsaneringsdecreet. Oude baggerstortplaatsen vallen onder Vlare- en Vlareborubriek 2.3.7.a. Vermits de stortactiviteiten zijn stopgezet, is een periodiek oriënterend bodemonderzoek niet vereist. Dit betekent dat enkel een oriënterend bodemonderzoek dient te worden uitgevoerd wanneer een dergelijke grond wordt overgedragen. De uitvoering van dit bodemonderzoek gebeurt op initiatief en kosten van de overdrager.

Wanneer er een ernstige aanwijzing is dat de vastgestelde bodemverontreiniging een ernstige bedreiging vormt, moet een beschrijvend bodemonderzoek worden uitgevoerd. Wanneer hieruit blijkt dat de bodemverontreiniging een ernstige bedreiging vormt, moet deze gesaneerd worden. Deze stappen moeten worden genomen door de saneringsplichtige. Voor oude baggerstortplaatsen zal dit meestal de eigenaar van de grond zijn. Deze kan evenwel het statuut 'onschuldig eigenaar' aanvragen. In het geval dat de eigenaar een particulier is die de historisch verontreinigde grond verworven heeft zonder dat hij op de hoogte was of had moeten zijn van het feit dat deze mogelijk verontreinigd kon zijn, is de kans aanzienlijk dat het statuut 'onschuldig eigenaar' hem wordt toegekend. In het geval echter dat de eigenaar een lokale of Vlaamse overheidsinstelling is, zal het bekomen van dit statuut zeer moeilijk zijn.

Bovenstaande procedure moet per perceel worden bekeken. Voor een stortplaats die verspreid is over meerdere percelen, levert een dergelijke aanpak echter praktische problemen op.

Humaan- en ecotoxicologische risicobeoordeling

Oude baggerstortplaatsen worden onder meer gebruikt voor landbouw of zijn ingericht als bos- of natuurgebied. Bij landbouwkundig gebruik dienen de bestaande normen voor voedings- en voedergewassen gerespecteerd te worden. Daarnaast moeten ook huumaantoxicologische en risico's voor het vee in beschouwing worden genomen. Er wordt afgeraden om op verontreinigde oude baggerstortplaatsen gewassen te telen voor directe humane consumptie. Teelt van voedergewassen kan wel mits de voedernormen niet worden overschreden.

Er worden richtlijnen voor de locatiespecifieke terrestrische ecologische risicobeoordeling van verontreinigde oude baggerstortplaatsen voorgesteld (Fig. 2). Er wordt vertrokken vanuit het voedselweb als model, waarbij verschillende compartimenten een systeem vormen. De ecologische risicobeoordeling dient locatiespecifiek uitgevoerd te worden, met aandacht voor het compartiment bodem (totale bodemconcentraties), de configuratie van de bodemverontreiniging, en stalname van de compartimenten vegetatie, strooisel en bodemorganismen. Risico's voor secundaire vergiftiging worden via een model berekend.

In een aantal compartimenten meten we verhoogde of afwijkende metaalconcentraties t.o.v. de metaalconcentraties in dat compartiment op niet-gecontamineerde bodems. Dit geeft aan dat er een verhoogde biobeschikbaarheid is voor bepaalde elementen, maar wijst enkel op een potentieel risico. Op zich is dit geen voldoende reden voor een ingreep, maar het maant aan tot voorzichtigheid. Deze terreinen moeten verder opgevolgd worden om gepast te kunnen reageren op negatieve effecten. Wanneer duidelijke negatieve effecten

optreden als gevolg van de bodemverontreiniging, dan wijst dit op verstoring van bepaalde processen en op een actueel risico. In dit geval dienen ingrepen overwogen te worden.

Het principe van de clusters van oude baggerstortplaatsen dient ook bij de risicobeoordeling gehanteerd te worden. De geografische context is een belangrijke factor bij de beoordeling. Ten slotte dient benadrukt te worden dat bij de beoordeling van humaan toxicologische en ecologische risico's een zekere voorzichtigheid aan de dag moet gelegd worden, maar het juridisch kader vereist wel een duidelijke uitspraak.

Mogelijke oplossingen

Oude baggerstortplaatsen hebben duidelijk afwijkende eigenschappen t.o.v. de omliggende alluviale bodems, o.a. door hun hoge concentraties aan polluenten en nutriënten. De kosten van harde saneringsprojecten om problemen met verontreinigde oude baggerstortplaatsen in kwetsbare gebieden aan te pakken wegen vaak niet op tegen de baten van dergelijke ingrepen. Daarom zal in de praktijk –na overweging van het BATNEEC-principe- een sanering van deze historisch verontreinigde terreinen vaak neerkomen op een specifiek beheer, gericht op risicobeperking. Voor er ingrepen of saneringen uitgevoerd worden, moet er gegarandeerd kunnen worden dat de kans op nieuwe afzettingen van verontreinigde sedimenten beperkt of onbestaande is. Voor minder kwetsbare gebieden kan sanering gekoppeld worden aan een minder risicovol landgebruik.

De langetermijndoelstelling voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen kan als volgt geformuleerd worden: oude stortplaatsen van verontreinigde baggerspecie worden gesaneerd volgens de doelstellingen van het bodemsaneringsdecreet. Dit kan bereikt worden door oude baggerstortplaatsen die onvoldoende afgeschermd zijn, af te graven, te voorzien van een dunne afdeklaag of te beheren volgens de principes van (ecologische) risico-reductie. Zoals hierboven reeds gesteld zal sanering van oude baggerstortplaatsen in de praktijk vaak neerkomen op het instellen van een specifiek beheer gericht op risicobeperking.

In de tekst werden de mogelijkheden en beperkingen voor het toevoegen van additieven, een beheer gericht op het beperken van de ecologische risico's (bijv. het aanplanten van een schermbos of het creëren of in stand houden van een moerassituatie), een aangepaste landbouwpraktijk en de combinatie van biomassa productie en fyto-remediatie als opties voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen samengevat (Fig. 3).

Tabel 1. Clusters van verontreinigde oude baggerstortplaatsen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie, het kanaal Gent-Brugge, de Dender en de Durme.

Gebied	Waterloop	Gemeente	Opp. (ha)	Lopende of geplande acties	landgebruik	Actoren
Rijtmeersen Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde en Zingem	56.5	inrichting als natuurgebied	natuurgebied	Afd. Natuur
Gentbrugse meersen + kastelensite Heusden	Zeeschelde	Gent en Destelbergen	41.8	Natuurinrichtingsproject	natuurgebied	stad Gent
Oude Schelde Wetteren/Schellebelle	Zeeschelde	Wetteren, Wichelen, Laarne	32.4		natuurgebied	Natuurpunt
Scheldemeersen Merelbeke en Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent en Merelbeke	31.9	Natuurinrichtingsproject Merelbeekse Scheldemeersen	natuurgebied	VLM, Afd. Natuur, Gemeente Merelbeke
Brug van Semmerzake	Bovenschelde	Gavere en Nazareth	29.9		natuur- en bosgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV, Afd. Natuur en Afd. Bos en Groen
Schipdonk	kanaal Gent-Brugge	Zomergem, Aalter, Nevele	28.9		hoofdzakelijk landbouw	Waterwegen en Zeekanaal NV, eigendomstatuut andere percelen onbekend
Kruising Kanaal Gent-Brugge met Ringvaart	kanaal Gent-Brugge	Gent, Lovendegem, Evergem	27.2	afwerking stortterrein, beheer als bos- en natuurgebied	natuur- en bosgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV, Afd. Natuur en Afd. Bos en Groen
eiland Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent	23.9	exploitatie als monodeponie + afwerking	industriegebied	publiek-private samenwerking
Afleidingskanaal van de Leie	Leie	Deinze en Nevele	20.4	aanleg schermbos	bos	Waterwegen en Zeekanaal NV
Latemse meersen	Leie	Deinze, Sint-Martens-Latem, Gent	17.8	Natuurinrichtingsproject Latemse meersen	natuurgebied	VLM, Afd. Natuur
West-Vlaamse Scheldemeersen	Bovenschelde	Avelgem	17.1	Natuurinrichtingsproject West-Vlaamse Scheldemeersen	natuurgebied, landbouw	VLM, Afd. Natuur
Liedermeerspark	Bovenschelde	Merelbeke	15.7		park- en bosgebied	Gemeente Merelbeke
Leie/Ringvaart	Leie	Gent	12.2		natuurgebied, landbouw	eigendomstatuut onbekend
Oude Schelde Appels	Zeeschelde	Dendermonde	11.7		bos	Afd. Bos en groen
Noorderwal	Leie	Deinze	10.6	exploitatie als laguneringsveld + afwerking	park en bos	Waterwegen en Zeekanaal NV
Kalverbos	Zeeschelde	Destelbergen	10.4		natuurgebied	Afd. Natuur
Noordkaai Menen	Leie	Menen	8.0	inrichting als parkgebied	park en bos	Waterwegen en Zeekanaal NV
Waasmunsterbrug	Durme	Waasmunster	7.5		natuurgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV
Sint-Gillis-Dendermonde	Dender	Dendermonde	7.0		bos- en natuurgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV
Coupure Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde	6.3		recreatiegebied	Stad Oudenaarde
Kandelbeekvallei	Leie	Deinze	6.1		natuurgebied	eigendomstatuut onbekend

Tabel 2. Verkennende ordening van clusters van verontreinigde oude baggerstortplaatsen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie, het kanaal Gent-Brugge, de Dender en de Durme volgens afnemend risico.

Gebied	Waterloop	Gemeente	Opp. (ha)	landgebruik	Configuratie of graad van bodemverontreiniging leidt tot risico	Huidig landgebruik leidt tot risico
Schipdonk	kanaal Gent-Brugge	Zomergem, Aalter, Nevele	28.9	hoofdzakelijk landbouw	ja	ja
Gentbrugse meersen + kastelensite Heusden	Zeeschelde	Gent en Destelbergen	41.8	natuurgebied	ja	ja
Scheldemeersen Merelbeke en Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent en Merelbeke	31.9	natuurgebied	ja	ja
West-Vlaamse Scheldemeersen	Bovenschelde	Avelgem	17.1	natuurgebied, landbouw	ja	ja
Brug van Semmerzake	Bovenschelde	Gavere en Nazareth	29.9	natuur- en bosgebied	ja	ja
Latemse meersen	Leie	Deinze, Sint-Martens-Latem, Gent	17.8	natuurgebied, landbouw	ja	ja
Leie/Ringvaart	Leie	Gent	12.2	natuurgebied, landbouw	ja	ja
Kalverbos	Zeeschelde	Destelbergen	10.4	natuurgebied	ja	ja
Sint-Gillis-Dendermonde	Dender	Dendermonde	7.0	bos- en natuurgebied	ja	ja
Kaandelbeekvallei	Leie	Deinze	6.1	natuurgebied	ja	ja
Kruising Kanaal Gent-Brugge met Ringvaart	kanaal Gent-Brugge	Gent, Lovendegem, Evergem	27.2	natuur- en bosgebied	?	?
Afleidingskanaal van de Leie	Leie	Deinze en Nevele	20.4	bos	?	?
Liedermeerspark	Bovenschelde	Merelbeke	15.7	park- en bosgebied	?	?
Noordkaai Menen	Leie	Menen	8.0	park en bos	?	?
Rijtmeersen Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde en Zingem	56.5	natuurgebied	nee	nee
Oude Schelde Wetteren/Schellebelle	Zeeschelde	Wetteren, Wichelen, Laarne	32.4	natuurgebied	nee	nee
eiland Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent	23.9	industriegebied	nee	nee
Oude Schelde Appels	Zeeschelde	Dendermonde	11.7	bos	nee	nee
Noorderwal	Leie	Deinze	10.6	park en bos	nee	nee
Waasmunsterbrug	Durme	Waasmunster	7.5	natuurgebied	nee	nee
Coupure Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde	6.3	recreatiegebied	nee	nee

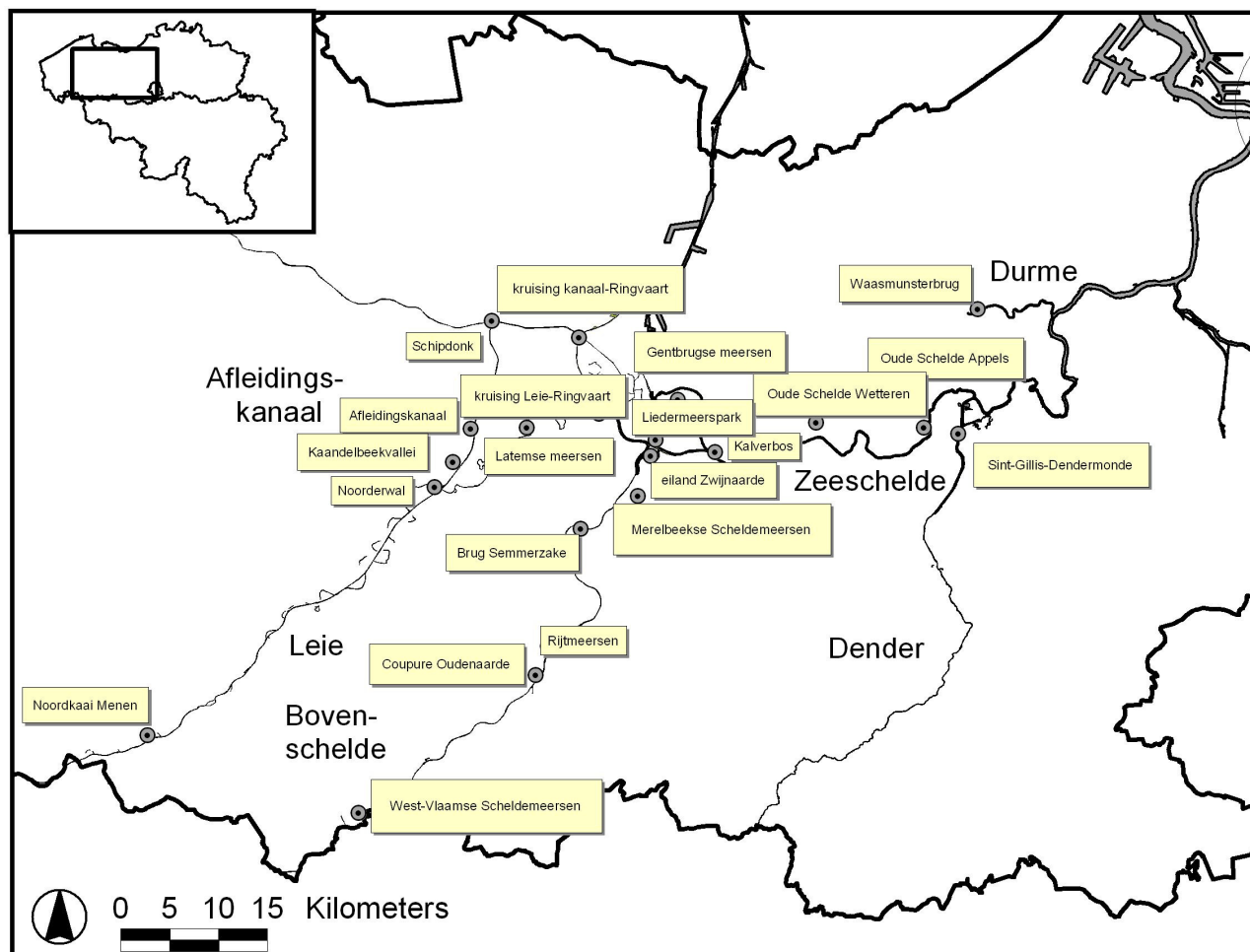
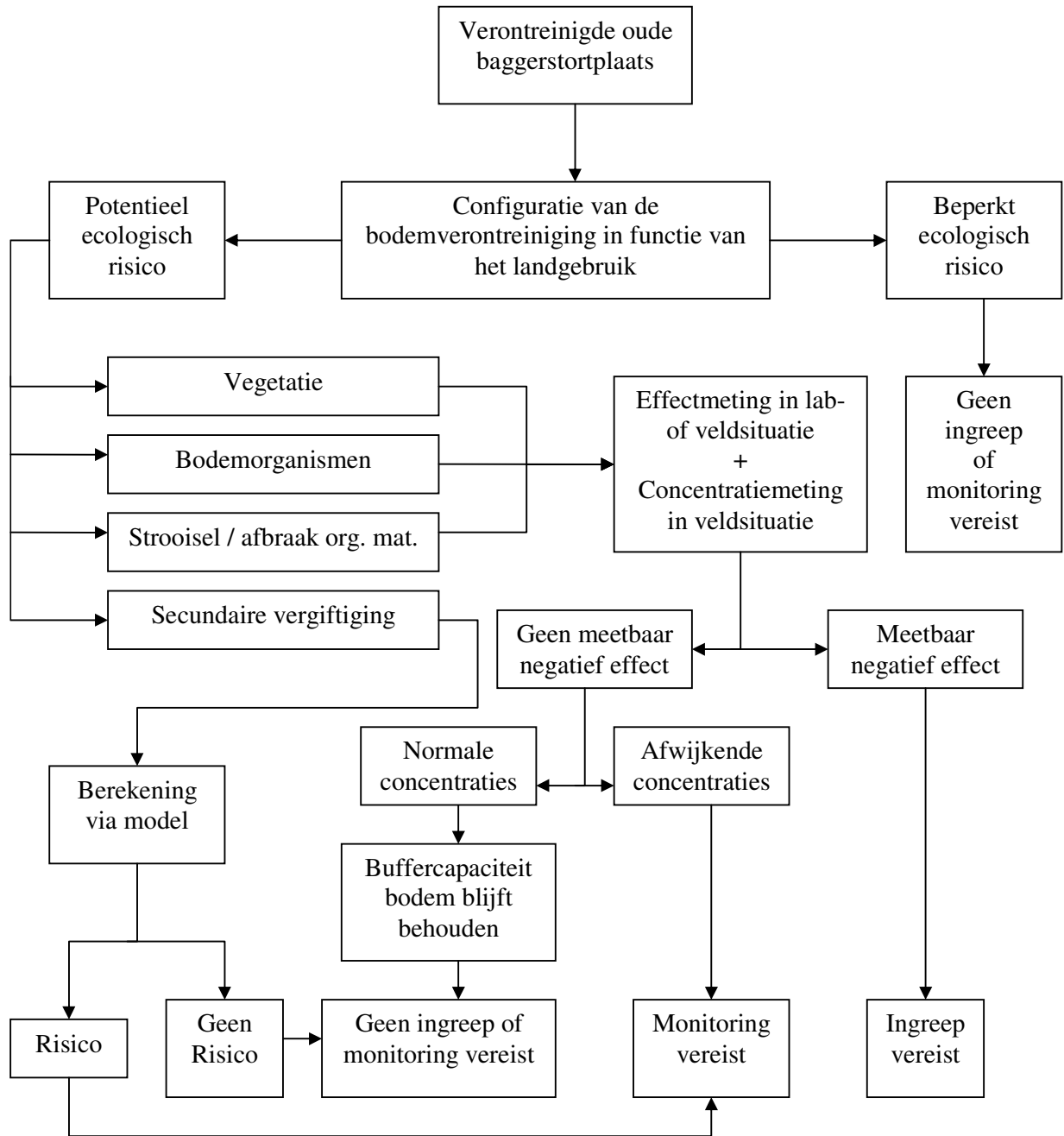
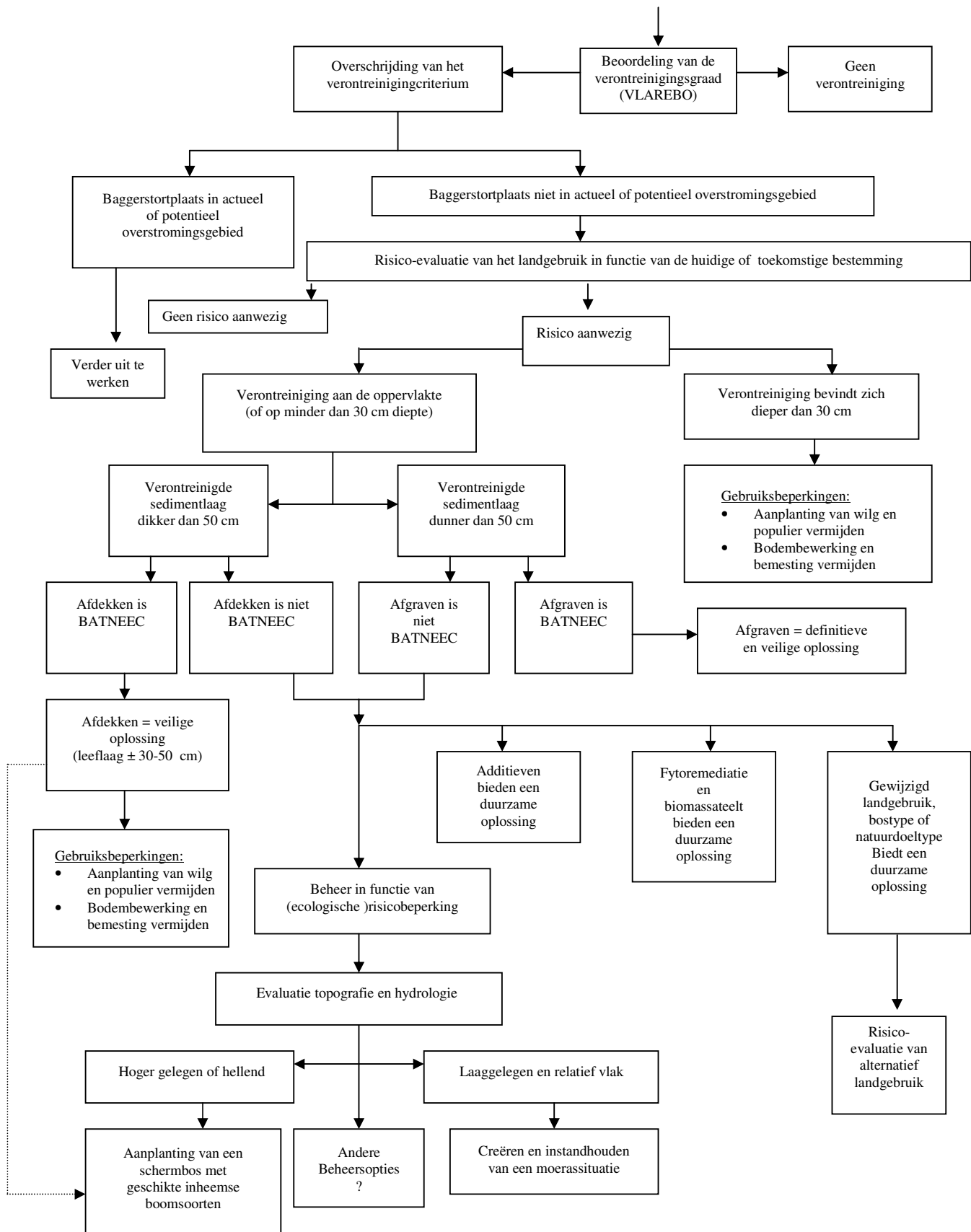


Fig. 1. Overzicht van de ligging van de clusters van oude baggerstortplaatsen.



Figuur 2. Schema voor de ecologische risicobeoordeling van verontreinigde oude baggerstortplaatsen.



Figuur 3. Eerste versie van een richtinggevend afwegingskader voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen.

Inleiding

In deze tekst wordt een voorstel van aanpak (afwegingskader) voor oude baggerstortplaatsen voorgesteld. Het afwegingskader is gebaseerd op de kennis die verworven werd binnen het onderzoekskader tussen de waterwegbeheerders en het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) i.v.m. baggergronden en overstromingsgebieden. Dit onderzoek geeft een overzicht van alle baggergronden, in de ruime zin van het woord, langs de IJzer, de Bovenschelde, de Leie, het Kanaal Gent-Brugge, de Durme, de Dender en de Zeeschelde stroomopwaarts van Dendermonde, en hun verontreinigingstoestand. Binnen het onderzoekskader worden een aantal terreinen die spontaan verbost zijn of die aangeplant werden met inheemse boomsoorten opgevolgd om mogelijke negatieve effecten van de verontreiniging te begroten.

Het lopend onderzoek binnen het onderzoekskader spitst zich toe op het eventuele effect van metaalverontreiniging op de bodemontwikkeling bij baggerstortplaatsen, het opvolgen van de evolutie van de biobeschikbaarheid van metalen voor de vegetatie bij verschillende bostypes en het effect van bepaalde bodemadditieven op het verminderen van de biobeschikbaarheid van metalen voor biota. Bij het voorstel van aanpak voor oude baggerstortplaatsen zal rekening gehouden worden met de nog ontbrekende kennis.

0.1. Baggergronden: een beschrijving

Een baggergrond is een terrestrische sedimentbodem, m.a.w. een bodem gevormd in een laag sediment. Dit sediment kan zowel door menselijk ingrijpen aan land gebracht zijn (deponie van onderhoudsbaggerspecie) of werd spontaan door de rivier afgezet bij overstromingen.

Tot deze categorie bodems behoren zowel baggerstortplaatsen en oeverzones van (on)bevaarbare waterlopen waar specie gedeponeed werd, als schorren, slikken en overstromingsgebieden langs(on)bevaarbare waterlopen waar sedimenten afgezet worden. Het samenbrengen van deze verschillende terrestrische bodems onder de noemer 'baggergrond' kan verantwoord worden door het feit dat het bodemmateriaal steeds afkomstig is van sediment uit de waterloop, en dat uit onderzoek gebleken is dat de verschillende categorieën baggergronden, althans voor het studiegebied, gelijkaardige eigenschappen hebben. Het is soms vrij moeilijk om

een onderscheid te maken tussen oude baggerstortplaatsen en gebieden waar spontane afzetting van sedimenten heeft plaatsgevonden.

De oude baggerstortplaatsen zijn terreinen die werden in gebruik genomen voor het in voege treden van de huidige milieuwetgeving. Het huidige voorstel zal uitsluitend een aanpak voorstellen voor de oude baggerstortplaatsen (exploitatie gestart vóór 1995).

0.2. Problematiek van de baggergronden

De actuele problematiek van baggerspecie in Vlaanderen heeft twee belangrijke facetten, enerzijds laat de kwaliteit doorgaans de vrije aanwending van dit materiaal als bodem niet toe en anderzijds is er een groot onevenwicht tussen de te baggeren hoeveelheden en de beschikbare ruimte voor verwerking, berging en storten. Baggeractiviteiten in het verleden hebben er toe geleid dat er zich momenteel heel wat historisch verontreinigde terreinen langs de waterlopen bevinden. Deze kwaliteitsproblemen zijn ontstaan in een periode dat sediment op het land mocht gebracht worden zonder dat hierbij vragen werden gesteld naar de kwaliteit. Landbouwers waren vaak vragende partij om deze vruchtbare sedimenten bij hun op land te brengen.

Langs de bevaarbare waterlopen werden ongeveer 500 ha oude baggerstortplaatsen in kaart gebracht. De problematiek heeft een impact binnen verschillende beleidsdomeinen. Het is een vorm van historische bodemverontreiniging specifiek voor de valleigebieden van de bevaarbare waterlopen. Een aantal recente baggerstortplaatsen krijgen een groene bestemming en het beheer wordt meestal overgedragen aan andere instanties. Verschillende land- en natuurinrichtingsprojecten worden geconfronteerd met de aanwezigheid van oudere verontreinigde baggergronden binnen het projectgebied.

Een oplossing voor deze problematiek zou eventueel binnen een ruimer kader gezocht kunnen worden. Pas als er een algemeen denkkader is, kan voor elk terrein via een locatiespecifieke evaluatie naar een concrete oplossing gezocht worden.

0.3. Oude baggerstortplaatsen

Een specifieke inventaris werd opgemaakt door het IBW in opdracht van AWZ voor de baggerstortplaatsen langs de IJzer, de Bovenshelde, de Leie, het Kanaal Gent-Brugge, de Durme, de Dender en de Zeeschelde stroomopwaarts van Dendermonde. Er zijn analyseresultaten beschikbaar voor 599 punten op deze oude baggerstortplaatsen. De analyse van de bodem werd uitgevoerd voor de metalen Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn. De lijst van het Vlarea/Vlarebo omvat ook nog een reeks organische parameters die niet werden onderzocht. De toetsing van de resultaten is gebeurd t.o.v. de mediaan van 102 bodemstalen afkomstig van alluviale bodems langs de bestudeerde waterlopen die werd gebruikt als referentie. Uit de resultaten van de analyses blijkt dat vooral Cd en Zn in sterk verhoogde concentraties in de bodem gemeten werden. Vooral de baggerstortplaatsen langs de Leie, de Boven- en Zeeschelde en het Kanaal Gent-Brugge zijn sterk verontreinigd met metalen. De verontreinigingsgraad van de baggerstortplaatsen langs de IJzer is daarentegen gering.

Uit de analyse van de bodemkwaliteit in functie van de tijd blijkt dat vooral oudere stortplaatsen (aangelegd vóór 1980) zeer sterk verontreinigd kunnen zijn. Aangezien de huidige waterbodemkwaliteit langzaam verbetert, en er vanuit de Vlaamse Regering actief gezocht wordt naar alternatieven voor het storten

van baggerspecie, zal het probleem van de reeds bestaande verontreinigde oude baggerstortplaatsen relatief belangrijker worden, zowel naar oppervlakte als naar bodemkwaliteit toe.

Bij de term “stortterrein of stortplaats voor baggerspecie” moet de opsplitsing worden gemaakt in 2 duidelijke groepen, nl. enerzijds de recent aangelegde terreinen (meestal aangelegd na 1980) vergund als monostortplaats, met een grote laagdikte (> 1 m opgehoogd) en dus een hoge efficiëntie van het oppervlaktegebruik, en de aanwezigheid van een reeks beschermende maatregelen, en anderzijds de oudere stortplaatsen (meestal aangelegd vóór 1980) met een beperkte laagdikte en dus een lage bergingsefficiëntie (een lage volume/oppervlakteverhouding). Deze oudere baggerstortplaatsen zijn meestal gesitueerd in lageregelegen alluviale gebieden, en beschermd als natuurgebied op het gewestplan.

Een aantal beschermingsmaatregelen moeten worden voorzien omdat deze oude baggerstortplaatsen niet gekend zijn als stortterrein, en deze gebieden vaak gebruikt worden als normale bodems zonder rekening te houden met de verontreinigingsgraad.

1. Inventarisatie van oude baggerstortplaatsen

1.1. Inleiding

Sedimenten aangerijkt met pollutanten worden doorheen het stroomgebied van de Schelde vervoerd en accumuleren uiteindelijk bij samenvloeiingen, in tijarmen of in havens. Reeds meerdere decennia zijn er baggerwerken vereist in de Leie en de Schelde, het Afleidingskanaal van de Leie, het Kanaal Gent-Brugge en in de havens om scheepvaart mogelijk te maken. Zowel de hoeveelheid als de kwaliteit van het sediment vormen een probleem bij de baggerwerken. Aangezien het probleem van de sedimentkwaliteit historisch gegroeid is, is het aangeraden het probleem ook vanuit een historische invalshoek te benaderen.

Belangrijke bronnen van de verontreiniging met metalen in het stroomgebied van de Schelde zijn grensoverschrijdende industriële vuilvrachten uit Noord-Frankrijk. De grensoverschrijdende input van verontreiniging wordt jaarlijks gemeten aan de gewestgrenzen (VMM, 1997; VMM, 2000a). Er wordt geschat dat ongeveer 90% van de hoeveelheid Cd en Cr in het Vlaamse oppervlaktewater afkomstig is van grensoverschrijdende verontreiniging (VMM, 2000b).

Om de geografische omvang en de gevolgen voor het milieu in te schatten van de aanwezigheid van oude baggerspeciostorten langs de bevaarbare waterlopen, werd er in opdracht van de Administratie Waterwegen en Zeewezen een gedetailleerde inventarisatie van deze baggerstortplaatsen opgestart. Het objectief was om de baggergronden te karteren en hun graad van verontreiniging te karakteriseren in de alluviale gebieden langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie en het Afleidingskanaal, het Kanaal Gent-Brugge, Durme en Moervaart, IJzer en kanaal Ieper-IJzer, en de Dender.

1.2. Materiaal en methoden

1.2.1. Studiegebied

Het studiegebied voor dit onderzoek is het deel van de Leie en de Bovenschelde in het Vlaamse Gewest, het Afleidingskanaal tussen Deinze en Schipdonk, het Kanaal Gent-Brugge tussen Aalter en Gent, de Ringvaart tussen de Zeeschelde en het Kanaal Gent-Brugge, en de Zeeschelde tussen Gent en Dendermonde.

1.2.2. Archiefgegevens

De historiek van de baggerwerken in het studiegebied werd gereconstrueerd op basis van de archieven van AWZ. 206 Dossiers werden ingekeken en de gebaggerde hoeveelheden, de locatie van de baggerwerken en de periode van de werken werden opgeslagen in een databank.

1.2.3. Inventarisatie van oude baggerstortplaatsen

De procedures die ontwikkeld werden om potentieel opgehoogde terreinen te lokaliseren, de bemonsteringsstrategie, de chemische en fysische analyses en de criteria die gebruikt werden om baggerstortplaatsen te categoriseren en om de bodemkwaliteit te evalueren worden in Bijlage 1 besproken.

Tijdens de inventarisatie werden 1256 punten op of in de omgeving van opgehoogde terreinen bemonsterd. Voor 309 punten werd de bodemkwaliteit enkel visueel beoordeeld, voor de resterende 947 punten zijn er resultaten voor één of meerdere bodemstalen uit het bodemprofiel beschikbaar.

Er werden criteria ontwikkeld om baggerstortplaatsen te identificeren op basis van chemische bodemeigenschappen. Deze criteria werden opgesteld op basis van een vergelijking van referentiedata afkomstig enerzijds van gekende baggerstortplaatsen en anderzijds van relatief intacte alluviale bodems. Het toepassen van deze criteria op de punten met analyseresultaten resulteerde in het categoriseren in baggerstortplaatsen enerzijds en andere opgehoogde terreinen anderzijds. Er bevonden zich 672 punten binnen de perimeter van oude baggerstortplaatsen, waarvan 599 punten met analyseresultaten. Een punt is een integratie van de bodemkwaliteit van het bodemprofiel en is dus gebaseerd op één of meerdere bodemstalen.

Aan elk punt binnen een baggerstortplaats werd een evenredig deel van de oppervlakte van dat terrein toegekend. De specifieke karakteristieken 'diepte en dikte van de verontreinigde laag' werden op basis van de eigenschappen van punten berekend, en via de hierboven vermelde relatie omgerekend naar oppervlaktes (ha). De diepte van de verontreinigde laag wordt gedefinieerd als de diepte (aantal cm onder het bodemoppervlak) van de bovenkant van de minst diep gelegen laag met metaalconcentraties boven het verontreinigingscriterium.

1.2.4. Beoordeling van de bodemkwaliteit

De beoordeling van de bodemkwaliteit is in eerste instantie gebaseerd op de VLAREBO-wetgeving: de gemeten concentraties aan Cd, Cr, Zn, Cu, Pb en Ni werden per punt geëvalueerd aan de hand van het normeringsstelsel van het bodemsaneringsdecreet (Zie Bijlage 1). Dit laat toe bodemstalen in te delen in verontreinigde en niet-verontreinigde bodemstalen.

Om de bodemkwaliteit van de oude baggerstortplaatsen te kunnen beoordelen ten opzichte van de omringende alluviale bodems, werd ook de aanrijking t.o.v. referentiewaarden (ATR-waarden) berekend. Als referentie werden 120 stalen van normale alluviale bodems gebruikt. Dit laat toe om een uitspraak te doen over de aanrijking met metalen van oude baggerstortplaatsen.

1.2.5. Bepalen van de karakteristieken van verontreinigde baggerstortplaatsen

Het eigendomstatuut van de oude baggerstortplaatsen werd bepaald op basis van gegevens van de afdelingen Bovenschelde en Zeeschelde van Waterwegen en Zeekanaal NV, gegevens van AMINAL afdeling Bos & Groen, en gegevens uit de natuurgebiedendatabank (Instituut voor natuurbehoud). Het landgebruik werd gekarteerd bij het uitvoeren van de bodemstaalnames, en werd regelmatig aangepast bij landgebruikswijzigingen. De ligging van oude baggerstortplaatsen binnen speciale beschermingszones werd bepaald aan de hand van de perimeter van de afgebakende VEN-gebieden. De periode van aanleg van de baggerstortplaatsen werd bepaald op basis van een kaartreeks-analyse met kaarten die tussen 1950 en 2000

gepubliceerd werden. Bij het bespreken van de karakteristieken van oude baggerstortplaatsen wordt telkens duidelijk vermeld of er over alle oude baggerstortplaatsen dan wel over alle verontreinigde oude baggerstortplaatsen een uitspraak gedaan wordt.

1.3. Randvoorwaarden

1.3.1. Representativiteit voor Vlaanderen?

De voorgestelde resultaten geven zeker geen representatief beeld voor de situatie in Vlaanderen. De studie is beperkt tot de bevaarbare waterlopen die tot 2004 beheerd werden door AWZ. Bepaalde bevaarbare waterlopen zoals de Maas en het Albertkanaal en onbevaarbare waterlopen komen dus niet aan bod.

Enkel voor de bevaarbare waterlopen waarvoor er duidelijke indicaties bestonden dat er regelmatig baggerwerken uitgevoerd werden of waarvoor er kaartmateriaal bestond waaruit de aanwezigheid van grote oppervlakte opgehoogde terreinen kon afgeleid worden, werden bemonsterd. De bemonstering was echter beperkt tot gebieden met een open landgebruik. Waterlopen met voornamelijk geïndustrialiseerde gebieden op de oevers zoals het kanaal Gent-Terneuzen konden om die reden niet op representatieve wijze bemonsterd worden. Ook het havengebied van Antwerpen werd om die reden niet bemonsterd.

1.3.2. Beperkingen bij de bemonsteringen en het aflijnen van baggerstortplaatsen

De uitgevoerde bemonsteringen werden op de meeste punten tot een diepte van 2 m uitgevoerd. Bij het toepassen van de gebruikte methodiek op grotere diepte was een nauwkeurige bemonstering niet meer mogelijk. Bodemverontreiniging op meer dan 2 m diepte kon dus niet opgespoord worden. Het ecologisch risico van de aanwezigheid van verontreinigde sedimenten op deze diepte is echter beperkt.

Voor bepaalde baggergronden was het zeer duidelijk dat het om oude baggerstortplaatsen ging. Deze perimeter van deze terreinen kon eenvoudig bepaald worden. Voor andere baggergronden was de oorzaak van de bodemverontreiniging de afzetting van sedimenten bij overstromingen of bevoeiingen. In dit geval is het zeer moeilijk de perimeter van de afzetting te bepalen. De gegevens van een aantal alluviale bodems worden in de inventarisatie enkel als puntmeting weerhouden, m.a.w. de bodemkwaliteitsgegevens worden niet geëxtrapoléerd naar een oppervlakte. Deze punten werden dus niet gebruikt bij het berekenen van de karakteristieken van de baggerstortplaatsen.

1.3.3. Metalen versus organische polluenten

Bij het uitvoeren van de inventarisatie van de baggergronden werd er voor geopteerd om in eerste instantie vooral de bodemverontreiniging met metalen te onderzoeken. Uit de beperkte gegevens die hier voorgesteld worden blijkt dat de verontreiniging met metalen hoger ingeschat moet worden dan de organische verontreiniging van de baggergronden langs de Bovenschelde.

Uit literatuurgegevens blijkt dat de meeste van deze organische polluenten sterk hydrofoob zijn, waardoor ze dus in zeer geringe mate (via water) door planten opgenomen worden. Leyman & Lust (1998) besluiten na een gedetailleerd onderzoek op een verontreinigde baggerstortplaats langs het kanaal Gent-

terneuzen dat PAKs niet gemakkelijk blijken te accumuleren doorheen de voedselketen. Voor PCBs werden wel hoge bioconcentratiefactoren in dierlijke organismen gevonden, maar de gemeten bodemgehalten op het proefterrein waren eerder laag.

Metalen (anorganische pollutanten) zijn echter wel plantbeschikbaar in de bodem en vormen dus een groter risico. Er wordt algemeen aangenomen dat de organische pollutanten bij de landberging van baggerspecie (die oxidatie van de baggerspecie veroorzaakt) in min of meerder mate afgebroken of op termijn minder (bio)beschikbaar worden door verschillende processen. De snelheid van deze afbraakprocessen is afhankelijk van talrijke factoren en kan moeilijk ingeschat worden via laboproeven. Metalen daarentegen kunnen alleen uit een baggerstortplaats verdwijnen via opname door plant of dier of door uitspoeling naar het grondwater. Bij een vergelijking tussen de toxiciteit van metalen in een aquatisch (bijv. de onderwaterbodem) en een terrestrisch ecosysteem (bijv. een baggerstortplaats) is reeds herhaaldelijk gebleken dat Cd zich vooral ophoopt in terrestrische ketens, terwijl bijvoorbeeld PCB's vooral in aquatische ecosystemen hoge concentraties bereiken (Hendriks et al., 1997).

1.4. Resultaten

1.4.1. Historiek van het baggeren

De gebaggerde hoeveelheden worden in Fig. 1.1 weergegeven. De gebaggerde hoeveelheden stegen duidelijk sinds 1960 en bereikten een maximum in de periode 1965-1985. Het archiefonderzoek toonde aan dat vóór 1965 kleine hoeveelheden baggerspecie verwijderd werden op zeer specifieke plaatsen met hoge sedimentatie zoals sluizen en mondingen van beken en kanalen. Vanaf 1970 echter werden baggerwerken meer systematisch uitgevoerd over grotere delen van rivieren en kanalen.

In Fig. 1.2 worden de gegevens over de gebaggerde hoeveelheden getoond voor de verschillende waterlopen, en dit voor 2 periodes (vóór en na 1965). Voor beide periodes worden de hoeveelheden procentueel uitgedrukt t.o.v. de totale gebaggerde hoeveelheid in die periode.

Voor de Leie verschoof de nood aan baggerwerken van het stroomopwaartse deel t.o.v. Deinze naar de intersectie van de Leie met het Afleidingskanaal in Deinze. Voor de Bovenschelde daarentegen verschoof de behoefte aan baggerwerken stroomafwaarts, en meer specifiek naar de intersectie van de Bovenschelde met de Ringvaart. Deze duidelijke verschuivingen zijn minstens gedeeltelijk veroorzaakt door de kalibratiewerken voor scheepvaart tot 1350 T en de aanleg van de Ringvaart. Algemeen blijkt dat de Ringvaart rond Gent en de tijarmen belangrijke sedimentatiezones zijn door zowel de hoge sedimentaanvoer vanuit de Bovenschelde als de lage stroomsnelheid van de Zeeschelde bij laagtij.

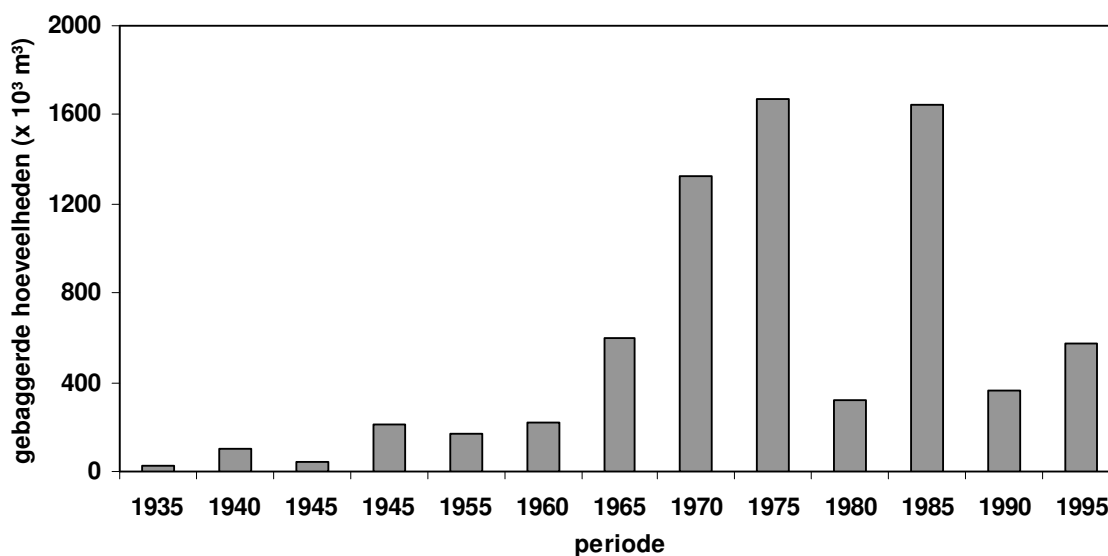


Fig. 1.1. De totale gebaggerde hoeveelheid voor periodes van 5 jaar in het studiegebied. Het laatste jaar van de periode van 5 jaar wordt op de x-as getoond.

1.4.2. Bodemkwaliteit volgens VLAREBO

Het aantal ha niet-verontreinigde en verontreinigde baggerstortplaatsen wordt in Fig. 1.3 getoond. Uit de figuur blijkt duidelijk dat de concentraties aan metalen het verontreinigingscriterium volgens VLAREBO (80% van de bodemsaneringsnorm voor landbouw, bos en natuur) overschrijden in het merendeel van de baggerstortplaatsen, met uitzondering van de IJzer. Het grootste aantal verontreinigde baggerstortplaatsen werd gekarteerd langs de Bovenschelde, de Leie, de Zeeschelde en het kanaal Gent-Brugge.

Uit de verwerking van de bodemkwaliteitsgegevens per waterloop (zie Bijlage 2) bleek dat de normen vooral overschreden werden voor Cd, Cr en Zn. De verontreiniging met de verschillende metalen was sterk aan elkaar gekoppeld: als er een normoverschrijding vastgesteld werd, was dit meestal voor 3 of meer metalen tegelijkertijd.

De stalen van een aantal baggerstortplaatsen werden eveneens geanalyseerd op een aantal organische polluenten. De bedoeling van deze analyses was om voor een aantal stalen waarbij verontreiniging met metalen vastgesteld werd, ook een idee te hebben van de organische verontreiniging. De 10 geanalyseerde stalen zijn afkomstig van 8 verschillende baggerstortplaatsen die zich situeren binnen een straal van 5 km t.o.v. van de intersectie van de Bovenschelde met de ringvaart in Zwijnaarde. De stalen werden geanalyseerd op minerale olie (MO), 10 poly-aromatische koolwaterstoffen (PAKs), en 7 poly-chloorbifenylen (PCBs) volgens de methodes beschreven in het compendium van monsternamen en analysemethoden (CMA) van de VITO. Op bijna alle punten worden de gemeten gehalten aan metalen in een hogere verontreinigingsklasse ingedeeld volgens het normeringsstelsel van VLAREBO. Dit wil zeggen dat de stalen de bodemsaneringsnorm voor een minder veeleisend bestemmingstype overschreden. Een minder veeleisend bestemmingstype heeft hogere waarden voor de bodemsaneringsnorm dan een landbouw- of natuurgebied. Steeds worden Zn en Cr als meest verontreinigende elementen beschouwd, m.a.w. in tegenstelling tot de gemeten organische polluenten en de andere metalen

overschrijden ze ook de bodemsaneringsnormen voor minder veeleisende bestemmingstypes. Slechts op 1 punt is de verontreiniging met MO belangrijker.

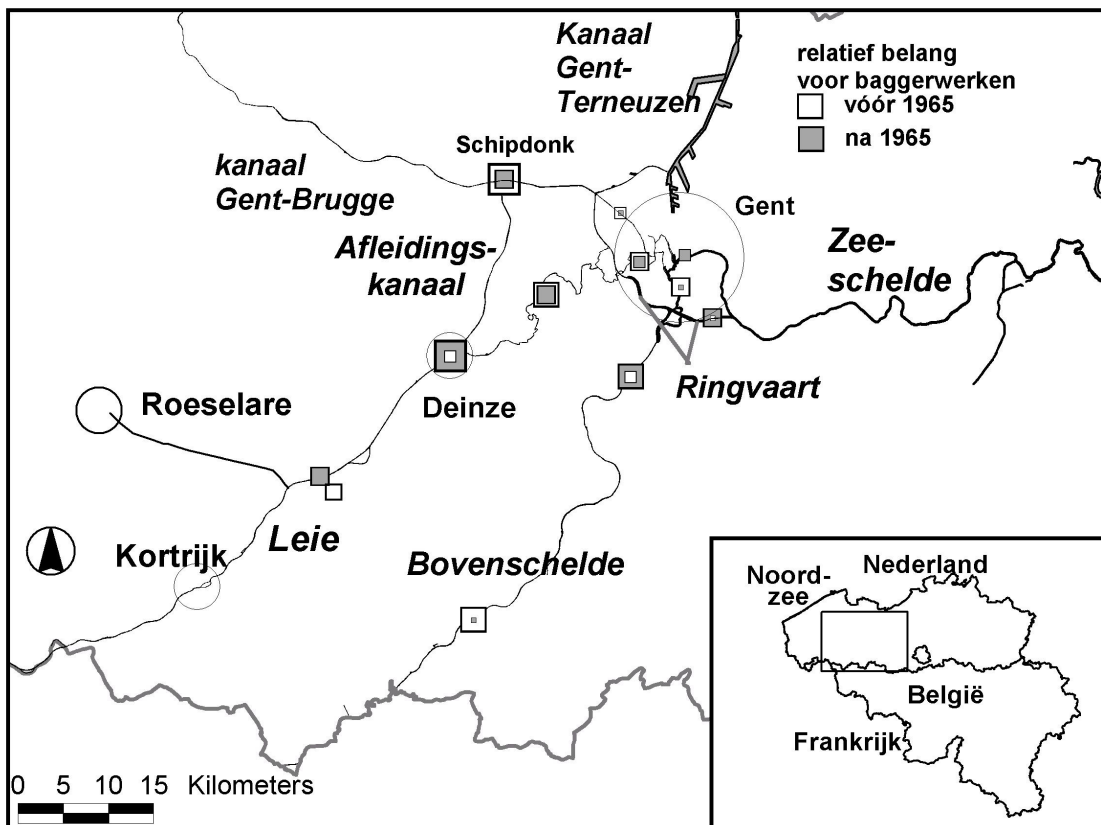


Fig. 1.2. Situering van de Leie, de Boven- en Zeeschelde en het kanaal Gent-Brugge. De vierkanten geven het relatieve belang van de rivier- of kanaalsectie voor baggerwerken tijdens 2 perioden. Voor beide perioden worden de gegevens procentueel uitgedrukt t.o.v. de totale hoeveelheid gebaggerd in die periode.

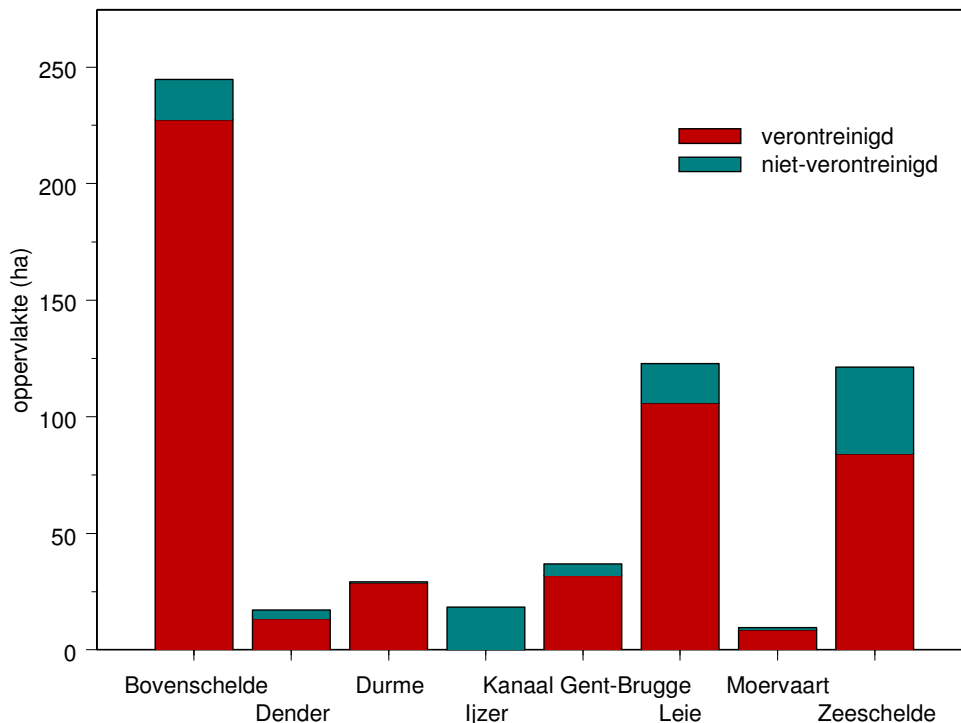


Fig. 1.3. Totale oppervlakte verontreinigde en niet-verontreinigde baggerstortplaatsen (hectare) langs 8 waterlopen volgens het verontreinigingscriterium van VLAREBO.

1.4.3. Bodemkwaliteit volgens de aanrijking t.o.v. referentiewaarden

Een andere beoordeling van de bodemkwaliteit is mogelijk via het berekenen van de aanrijking t.o.v. referentiewaarden (ATR-waarden). De ATR-waarden werden berekend voor Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn met als referentiewaarde de mediaan van 102 bodemstalen afkomstig van alluviale bodems langs de bestudeerde waterlopen. De afwijking t.o.v. de referentie werd berekend als de verhouding (concentratie in het staal van de baggergrond/gemiddelde waarde voor de alluviale bodems), en is dus een absoluut getal. De rode horizontale lijn in Fig. 1.4 geeft een ATR-waarde van 1, wat betekent dat er geen aanrijking is. Waarden groter dan 1 geven een aanrijking t.o.v. de referentie aan, waarden kleiner dan 1 wijzen op een lagere concentratie in de baggergronden. Uit Fig. 1.4 kan afgeleid worden dat vooral Cd en Zn in sterk verhoogde concentraties gemeten werden. De beoordeling via ATR-waarden geeft een licht gewijzigd beeld t.o.v. de beoordeling via het verontreinigingscriterium: bij de VLAREBO-beoordeling wordt Cr als belangrijkste pollutant beoordeeld. De gegevens werden ook per waterloop afzonderlijk beoordeeld (resultaten niet weergegeven). Vooral de baggerstortplaatsen langs de Leie en de Boven- en Zeeschelde zijn sterk verontreinigd met metalen. De verontreinigingsgraad van de baggerstortplaatsen langs de Ijzer is daarentegen gering.

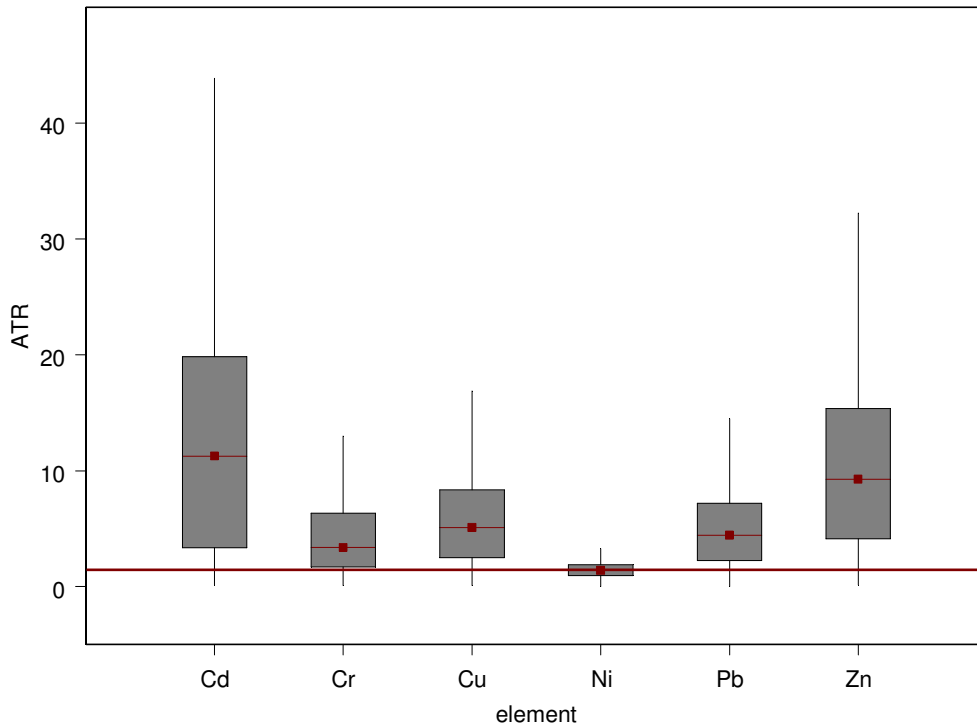


Fig. 1.4. Afwijking t.o.v. de referentiewaarden voor alluviale bodems voor 6 metalen in bodemstalen van baggerstortplaatsen langs 8 waterlopen. De rode horizontale lijn geeft een ATR-waarde van 1, wat betekent dat er geen aanrijking is.

Bij wijze van gevoeligheidsanalyse voor de graad van bodemverontreiniging werd de oppervlakte aan baggerstortplaatsen berekend waar de Cd-concentratie hoger ligt dan 10 mg/kg droge grond. Het procentueel aantal hectare met een concentratie boven deze waarde t.o.v. het totaal aantal hectare verontreinigde baggerstortplaatsen bedraagt 35% voor de Bovenschelde, 47% voor de Leie, 29% voor de Zeeschelde, 31% van het kanaal Gent-Brugge, 19% voor de Durme, 0% voor de Moervaart en 26% voor de Dender.

1.4.4. Eigendom en beheer van verontreinigde oude baggerstortplaatsen

Uit de beschikbare gegevens voor de verontreinigde oude baggerstortplaatsen kon berekend worden dat ongeveer 195.4 ha eigendom is van het Vlaamse Gewest, en dat 24.1 ha eigendom is van gemeentebesturen. Ongeveer 46.3 ha is eigendom van een natuurvereniging. Het eigendomstatuut kon dus achterhaald worden voor 53.1% van de verontreinigde oude baggerstortplaatsen. Er kan verondersteld worden dat de overige oude baggerstortplaatsen hoofdzakelijk privaat bezit zijn (resterende 46.9% van de oppervlakte aan verontreinigde oude baggerstortplaatsen).

1.4.5. Karakteristieken van het bodemprofiel: diepte van de verontreiniging

Voor alle punten waar er bodemverontreiniging gemeten werd, werd bepaald op welke diepte de verontreinigde laag zich bevindt (Fig. 1.5). Bij het grootste deel van de baggerstortplaatsen ligt de verontreiniging aan of in de directe omgeving van de het bodemoppervlak (< 40 cm). Enkel voor de Bovenschelde bevond de verontreiniging zich bij ongeveer 30% van de oppervlakte aan baggerstortplaatsen dieper dan 40 cm.

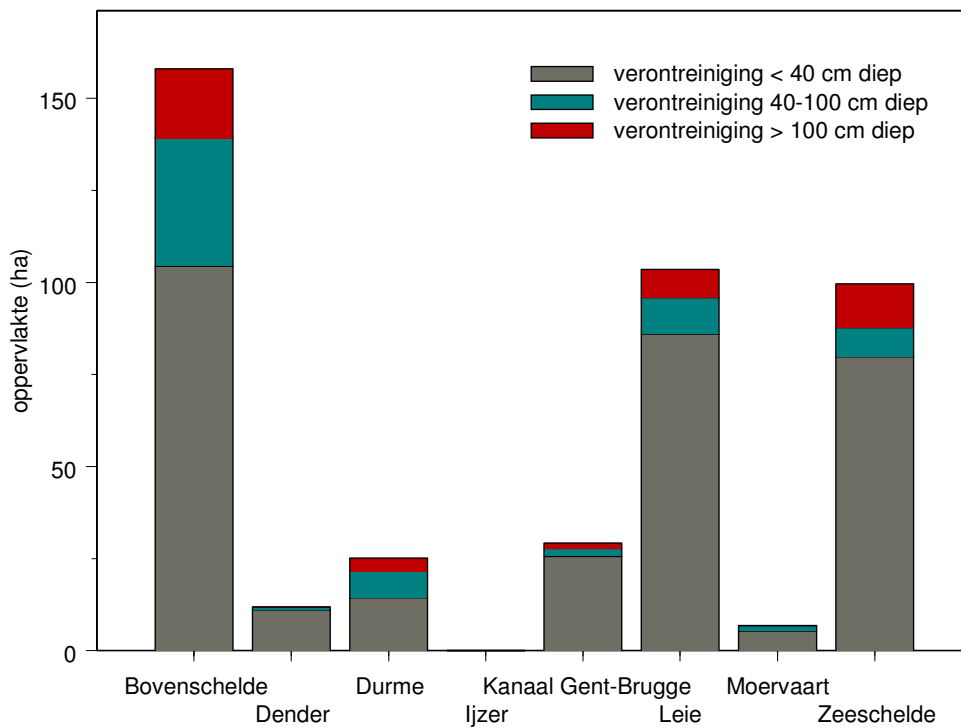


Fig. 1.5. Totale oppervlakte verontreinigde baggerstortplaatsen (hectare) langs 8 waterlopen ingedeeld in 3 klassen volgens de diepte van de verontreinigde laag/lagen.

1.4.6. Karakteristieken van het bodemprofiel: dikte van de verontreinigde laag

Voor de punten waar de verontreiniging aan de oppervlakte ligt, werd de totale dikte van de verontreinigde laag in 3 klassen ingedeeld (Fig. 1.6). De punten met meer dan 100 cm totale dikte van de verontreinigde laag hadden voor alle waterlopen behalve de Durme het grootste aandeel.

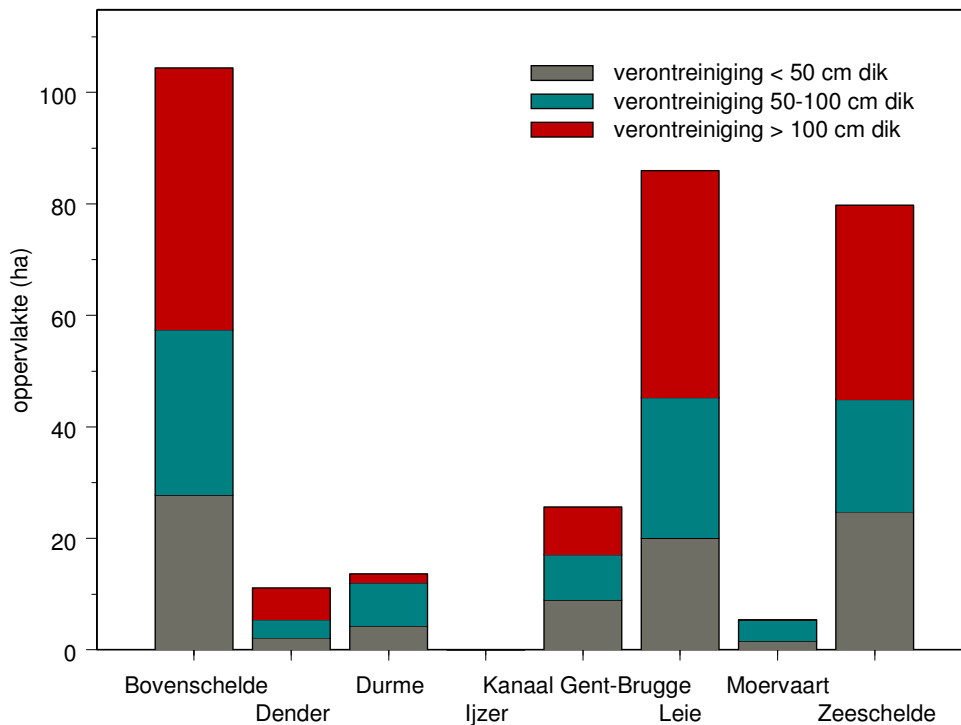


Fig. 1.6. Totale oppervlakte verontreinigde baggerstortplaatsen (hectare) langs 8 waterlopen ingedeeld in 3 klassen volgens de dikte van de verontreinigde laag.

1.4.7. Landgebruik

Landbouw (akker en weiland) is het belangrijkste landgebruik voor de verontreinigde baggerstortplaatsen langs de Zeeschelde, de Leie en het kanaal Gent-Brugge (Fig. 1.7). Voor de Bovenschelde neemt akker en weiland ongeveer 1/3 van het totale areaal in. Ten opzichte van de 3 andere waterlopen is het areaal verontreinigde baggerstortplaatsen langs het kanaal Gent-Brugge aanzienlijk lager, maar ongeveer 75% van deze terreinen worden voor landbouw gebruikt. Wanneer enkel het landgebruik van de verontreinigde baggerstortplaatsen waar de bodemverontreiniging aan de het oppervlak ligt, beschouwd worden (Fig. 1.8), dan treden er geen grote verschuivingen in de verdeling over de landgebruiksklassen op.

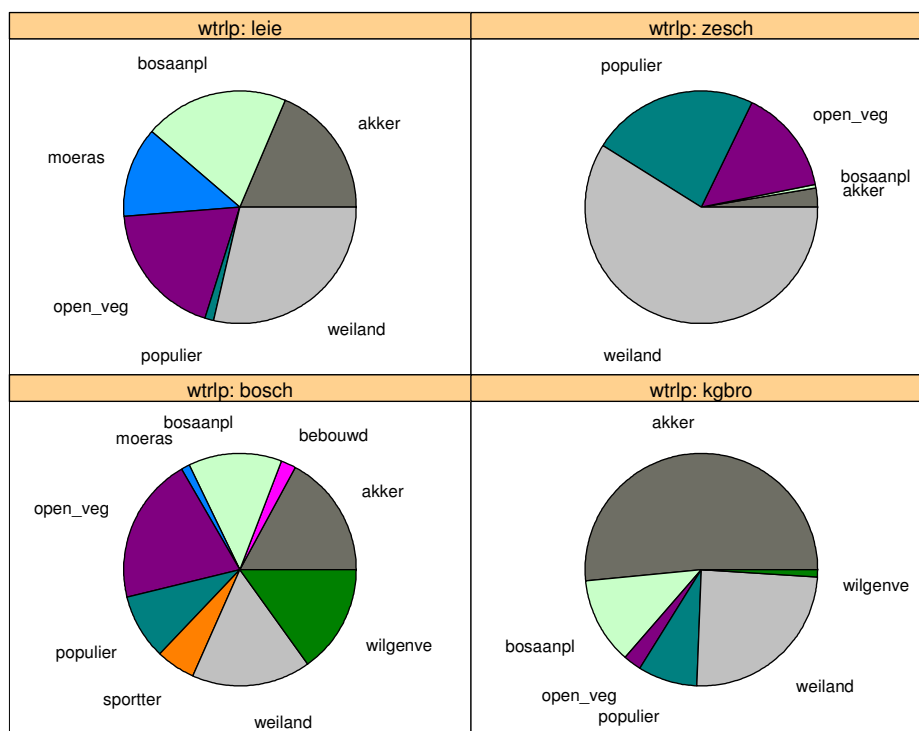


Fig. 1.7. Totale oppervlakte verontreinigde baggerstortplaatsen (hectare) langs 4 waterloepen (wtrlp) ingedeeld in landgebruiksklassen (zie Bijlage 3).

1.4.8. Speciale beschermingszones

Voor de Dender en het kanaal Gent-Brugge ligt geen enkel punt met bodemverontreiniging binnen het Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN). Voor de Zeeschelde liggen 18 punten (totale oppervlakte 29.2 ha of 29.3% van de verontreinigde baggerstortplaatsen langs de Zeeschelde) binnen het VEN. Deze punten bevinden zich allemaal bij de oude Scheldemeander ter hoogte van de Kalkense meersen op de grens van Wetteren en Schellebelle. Dit terrein is slechts gering verontreinigd.

Bij de Leie, de Durme en Moervaart bevindt zich respectievelijk 19.1, 7.6 en 2.9 ha of 18.5, 31.1 en 29.8% van de verontreinigde baggerstortplaatsen langs die waterloop in het VEN. Voor de Bovenschelde bevindt 85.9 ha of 54.4% van de verontreinigde baggerstortplaatsen zich in het VEN.

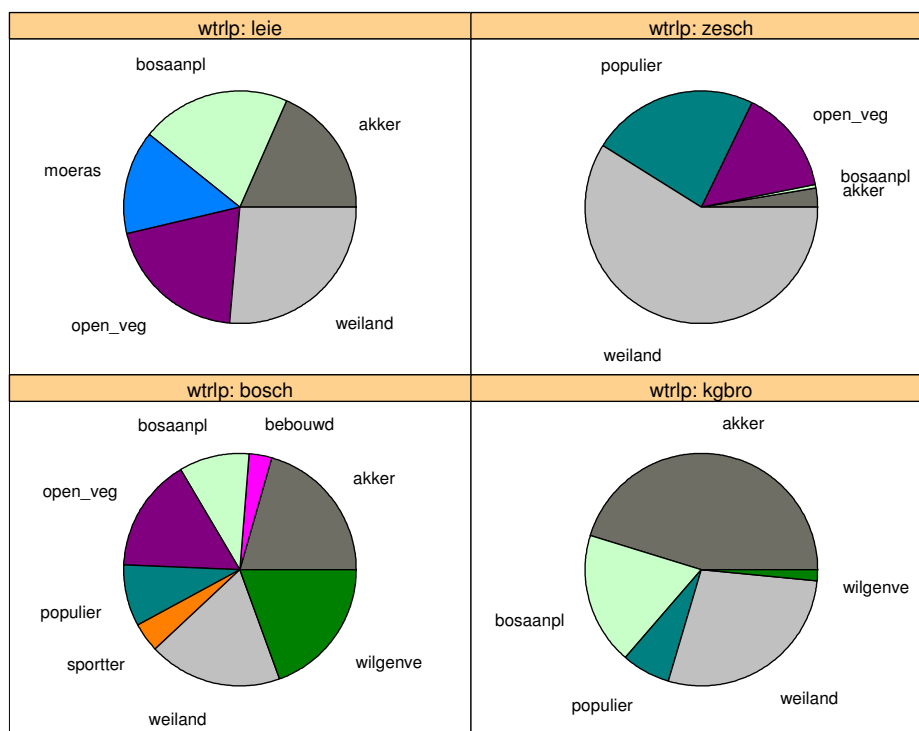


Fig. 1.8. Oppervlakte verontreinigde baggerstortplaatsen waar de verontreiniging aan het bodemoppervlak ligt (uitgedrukt in hectare) langs 4 waterloepen (wtrlp) ingedeeld in landgebruiksklassen (zie Bijlage 3).

1.4.9. Periode van de aanleg van verontreinigde oude baggerstortplaatsen

Op basis van het vergelijken van kaartgegevens van verschillende tijdstippen en archiefgegevens konden de verontreinigde baggerstortplaatsen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie en het kanaal Gent-Brugge opgesplitst worden in terreinen die vóór 1965 of tussen 1965 en 1995 aangelegd werden. Voor de Bovenschelde werd 44.5% van de oppervlakte aan verontreinigde baggerstortplaatsen vóór 1965 aangelegd, voor de Leie, de Zeeschelde en het kanaal Gent-Brugge was dat respectievelijk 26.4, 84.5 en 49.5%.

Alle terreinen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie en het kanaal Gent-Brugge die eigendom zijn van natuurverenigingen (37.5 ha) werden vóór 1965 aangelegd. 13.1 ha of 63% van de oude baggerstortplaatsen die eigendom zijn van gemeentebesturen, werden vóór 1965 aangelegd. Voor de oude baggerstortplaatsen die eigendom zijn van de Vlaamse gemeenschap daarentegen werd 130.1 ha of 86% na 1965 aangelegd. Dit laatste resultaat kan verklaard worden door het feit dat de overheid vanaf de jaren '70 zelf stortterreinen voor baggerspecie voorzag, terwijl de aannemers zelf stortplaatsen moesten zoeken in de periode ervoor.

Bij 116.5 ha (72.8%) van oude baggerstortplaatsen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie en het kanaal Gent-Brugge die vóór 1965 aangelegd werden, ligt de bodemverontreiniging aan het oppervlak (minder dan 40 cm onder het bodemoppervlak). Voor de baggerstortplaatsen die na 1965 aangelegd werden, is dit vrij gelijkaardig, nl. 116.2 ha (76.0%). Bij de stortplaatsen waar de bodemverontreiniging zich aan het

bodemoppervlak bevindt, is de verontreinigde laag dunner dan 50 cm voor 30.7 ha (19.2%) van de baggerstortplaatsen vóór 1965 aangelegd, en voor 21.8 ha (14.3%) voor de stortplaatsen aangelegd na 1965.

1.4.10. Overlapping met het register van de verontreinigde gronden en potentieel verontreinigde sites, en de door OVAM gekende stortplaatsen

De gebruikte gegevens van OVAM nl. (1) register van verontreinigde gronden, (2) register van potentieel verontreinigde sites en (3) locatie stortplaatsen, worden in Bijlage 4 beschreven. Slechts 63 ha of 12.6% van de verontreinigde oude baggerstortplaatsen zijn bij OVAM bekend in het register van verontreinigde gronden. Niet alle vermelde onderzoeken hebben betrekking op de baggerstortplaatsen. Het is niet omdat op een baggerstort een onderzoek bij de OVAM gekend is, dat de conclusie ervan gelinkt is aan de aanwezigheid van een baggerstortplaats. Voor de onderzoeken die wel degelijk louter omwille van de aanwezigheid van baggerspecie zijn uitgevoerd, blijkt dat de meerderheid is opgenomen in het register van verontreinigde gronden. Cd, Zn en PAKs komen het vaakst voor in het vaste deel van de bodem. In het grondwater wordt in 6 van de 16 bodemonderzoeken een overschrijding van de bodemsaneringsnorm voor As in het grondwater vastgesteld (tot 7 x bodemsaneringsnorm).

42.3 ha of 8.5% van de verontreinigde baggerstortplaatsen worden vermeld in het register van potentieel verontreinigde sites. Er is een overlapping van 51.7 ha of 10.3% tussen de GIS-laag met de verontreinigde baggergronden en de gegevens van een studie naar de aanwezigheid van stortterreinen in Vlaanderen. Uit deze bevraging blijkt duidelijk dat het register van verontreinigde gronden, het register van de potentieel verontreinigde sites en de studie over stortplaatsen niet volledig is en geen representatief beeld geven van het probleem van oude baggerstortplaatsen in Vlaanderen.

1.4.11. Clustering en ligging

Er kunnen een aantal clusters onderscheiden worden langs de 7 waterlopen waar er verontreinigde baggerstortplaatsen aangetroffen werden. Deze clusters worden beschreven in Tabel 1.1. Deze tabel bevat wel de reeds bestaande oude baggerstortplaatsen die momenteel weer in gebruik genomen werden als laguningsveld, maar niet de recent aangelegde nieuwe monodeponies voor baggerspecie. De clusters houden enkel rekening met de aanwezigheid van verontreinigde baggerstortplaatsen. In een aantal gebieden (Gentbrugse Meersen, Scheldemeersen Merelbeke en Zwijnaarde, ...) komen echter ook andere potentieel verontreinigde huisvuil- en andere stortplaatsen voor. De 21 clusters (Fig. 1.9) hebben een totale oppervlakte van 423.3 ha, of 84.6% van de oppervlakte aan verontreinigde baggerstortplaatsen.

In Hoofdstuk 3 (risico-evaluatie) en Hoofdstuk 4 (mogelijke oplossingen voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen) zal elke cluster in de mate van het mogelijke opnieuw beoordeeld worden op basis van de criteria die in die hoofdstukken ontwikkeld worden.

Tabel 1.1. Clusters van verontreinigde baggerstortplaatsen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie, het kanaal Gent-Brugge, de Dender en de Durme.

Gebied	Waterloop	Gemeente	Opp. (ha)	Lopende of geplande acties	landgebruik	Actoren
Rijtmeersen Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde en Zingem	56.5	inrichting als natuurgebied	natuurgebied	Afd. Natuur
Gentbrugse meersen + kastelensite Heusden	Zeeschelde	Gent en Destelbergen	41.8	Natuurinrichtingsproject	natuurgebied	stad Gent
Oude Schelde Wetteren/Schellebelle	Zeeschelde	Wetteren, Wichelen, Laarne	32.4		natuurgebied	Natuurpunt
Scheldemeersen Merelbeke en Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent en Merelbeke	31.9	Natuurinrichtingsproject Merelbeekse Scheldemeersen	natuurgebied	VLM, Afd. Natuur, Gemeente Merelbeke
Brug van Semmerzake	Bovenschelde	Gavere en Nazareth	29.9		natuur- en bosgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV, Afd. Natuur en Afd. Bos en Groen
Schipdonk	kanaal Gent-Brugge	Zomergem, Aalter, Nevele	28.9		hoofdzakelijk landbouw	Waterwegen en Zeekanaal NV, eigendomstatuut andere percelen onbekend
Kruising Kanaal Gent-Brugge met Ringvaart	kanaal Gent-Brugge	Gent, Lovendegem, Evergem	27.2	afwerking stortterrein, beheer als bos- en natuurgebied	natuur- en bosgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV, Afd. Natuur en Afd. Bos en Groen
eiland Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent	23.9	exploitatie als monodeponie + afwerking	industriegebied	publiek-private samenwerking
Afleidingskanaal van de Leie	Leie	Deinze en Nevele	20.4	aanleg schermbos	bos	Waterwegen en Zeekanaal NV
Latemse meersen	Leie	Deinze, Sint-Martens-Latem, Gent	17.8	Natuurinrichtingsproject Latemse meersen	natuurgebied	VLM, Afd. Natuur
West-Vlaamse Scheldemeersen	Bovenschelde	Avelgem	17.1	Natuurinrichtingsproject West-Vlaamse Scheldemeersen	natuurgebied, landbouw	VLM, Afd. Natuur
Liedermeerspark	Bovenschelde	Merelbeke	15.7		park- en bosgebied	Gemeente Merelbeke
Leie/Ringvaart	Leie	Gent	12.2		natuurgebied, landbouw	eigendomstatuut onbekend
Oude Schelde Appels	Zeeschelde	Dendermonde	11.7		bos	Afd. Bos en groen
Noorderwal	Leie	Deinze	10.6	exploitatie als laguneringsveld + afwerking	park en bos	Waterwegen en Zeekanaal NV
Kalverbos	Zeeschelde	Destelbergen	10.4		natuurgebied	Afd. Natuur
Noordkaai Menen	Leie	Menen	8.0	inrichting als parkgebied	park en bos	Waterwegen en Zeekanaal NV
Waasmunsterbrug	Durme	Waasmunster	7.5		natuurgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV
Sint-Gillis-Dendermonde	Dender	Dendermonde	7.0		bos- en natuurgebied	Waterwegen en Zeekanaal NV
Coupure Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde	6.3		recreatiegebied	Stad Oudenaarde
Kandelbeekvallei	Leie	Deinze	6.1		natuurgebied	eigendomstatuut onbekend

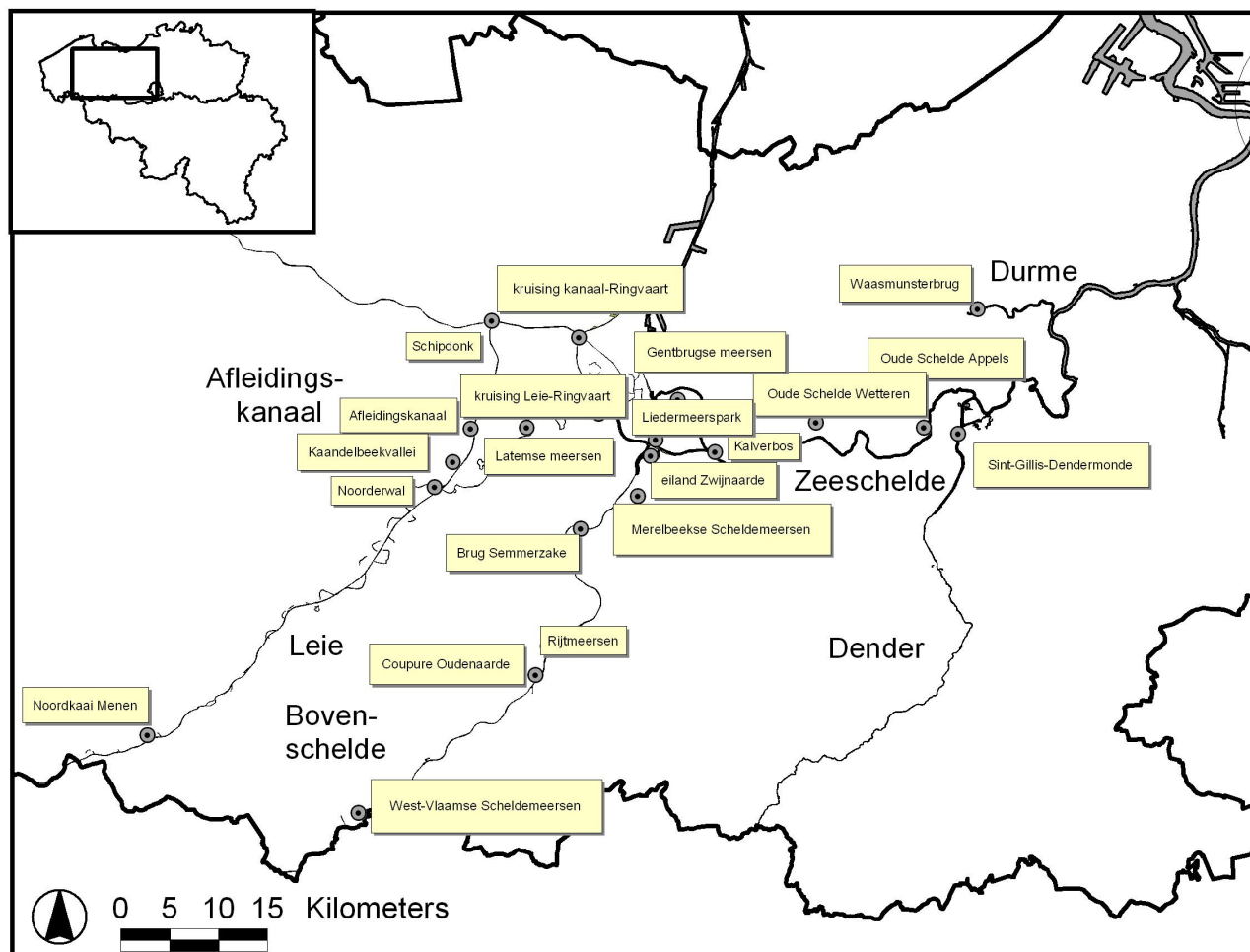


Fig. 1.9. Overzicht van de ligging van de clusters van oude baggerstortplaatsen.

1.5. Besluit

De sedimenten die vóór 1970 gebaggerd werden, bleken sterk verontreinigd te zijn met metalen. Bijgevolg wijst dit er op dat sedimenten historisch verontreinigd zijn. Het verwijderen van grote hoeveelheden verontreinigd sediment tijdens baggerwerken kan beschouwd worden als een saneringsoperatie, waardoor de stroomafwaarts gelegen schorren, het estuarium en de zee beschermd worden. In de periode tussen 1970 en 1990 werden grote hoeveelheden verontreinigde sedimenten uit de waterlopen verwijderd. Deze baggerwerken hebben er toe geleid dat stroomafwaarts gelegen gebieden beschermd werden tegen de verspreiding van verontreinigde sedimenten, en dus hebben deze baggerwerken een positief effect gehad. Een negatief gevolg van de baggerwerken is de aanwezigheid van 500 ha verontreinigde baggerstortplaatsen.

Er zijn analyseresultaten beschikbaar voor 599 punten op baggerstortplaatsen. Bij 500 ha baggerstortplaatsen werd het verontreinigingscriterium voor één of meerdere metalen overschreden. Cd, Zn en Cr zorgen voor het hoogste aandeel van de overschrijdingen. Vooral de baggerstortplaatsen langs de Leie en de Boven- en Zeeschelde zijn sterk verontreinigd met metalen. De verontreinigde baggerstortplaatsen langs deze 3 waterlopen samen nemen meer dan 360 ha in.

Bij het grootste deel van de baggerstortplaatsen ligt de verontreiniging aan of in de directe omgeving van de het bodemoppervlak. Voor de punten waar de verontreiniging aan de oppervlakte ligt, had het grootste aandeel een totale dikte van meer dan 100 cm bij alle waterlopen (niet bij de Durme). Landbouw (akkers en weiland) is het belangrijkste landgebruik voor de verontreinigde baggerstortplaatsen langs de Zeeschelde, de Leie en het kanaal Gent-Brugge. Voor de Bovenschelde neemt akker en weiland ongeveer 1/3 van het totale areaal in.

Een groot aantal baggerstortplaatsen werd reeds vóór 1965 aangelegd. Voor de Bovenschelde bevindt 54,4% van de verontreinigde baggerstortplaatsen zich in het VEN. Er zijn een aantal geografische clusters van baggerstortplaatsen. Elke cluster wordt best als één geheel aangepakt bij de benadering van de problematiek van de verontreinigde oude baggerstortplaatsen. Baggerstortplaatsen hebben duidelijk afwijkende eigenschappen t.o.v. alluviale bodems, o.a. door hun hoge concentraties aan polluenten en nutriënten.

Een aantal terreinen werden recent voorzien van een afdichtlaag (eindafdek) (bijv. stortterrein Rabot in Evergem, 13 ha), bij andere terreinen is dit reeds gepland (Eilandje Zwijnaarde (23.9 ha) en Noorderwal Deinze (10.6 ha). Deze afgewerkte terreinen dienen afzonderlijk gecategoriseerd te worden aangezien de afwerking betekent dat het risico van de bodemverontreiniging sterk gereduceerd wordt.

Een belangrijke indicator voor de nood aan gerichte bemonsteringen is de geringe overlapping tussen de inventarisatie van de baggerstortplaatsen langs de bestudeerde waterlopen enerzijds, en het register van verontreinigde gronden en het register van potentieel verontreinigde sites anderzijds. Voor de niet-bemonsterde geïndustrialiseerde gebieden in deze studie kan het belangrijk zijn te weten of de VLAREBO-wetgeving tot voldoende metingen leidt om de bodemkwaliteit in deze gebieden te beoordelen. De inventarisatie van de baggerstortplaatsen vertrekt vanuit een kartering van alle potentieel opgehoogde terreinen. Deze basislaag heeft ook een indicatieve waarde voor het opsporen van potentieel verontreinigde gronden.

1.6. Actiepunten naar de toekomst

Tijdens de verwerking van de gegevens werden een aantal kennishiaten geformuleerd, of werd de nood aan specifieke kennisopbouw ondervonden. Om deze hiaten aan te vullen, stellen we de volgende actiepunten voor:

1. bepaling van organische polluenten uit 'standaardpakket analyseparameters' (o.a. PAKs, PCBs) en arseen (As) op een representatief aantal bodemstalen van baggerstortplaatsen. Voor As kan dit gebeuren op basis van een selectie uit de bodemstalen van baggergronden die in het bodemarchief van het IBW bewaard worden. Op basis hiervan kan het relatieve belang van arseen t.o.v. andere metalen bij verontreinigde oude baggerstortplaatsen afgewogen worden.
2. Overwegen van de noodzakelijkheid van een gerichte inventarisatie in andere gebieden.
3. Eigendomstatuut van de verontreinigde baggerstortplaatsen verfijnen, o.m. door het gevectoriseerde kadasterbestand (kadvec) te gebruiken, op voorwaarde dat de beheerders van oude baggerstortplaatsen beschikken over gestandaardiseerde digitale kadastragegevens.

2. Bodemsaneringsdecreet en oude baggerstortplaatsen: *juridisch kader en voorstellen van aanpak*

2.1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op het juridisch kader rond de problematiek van oude baggerstortplaatsen. Onder ‘oude baggerstortplaatsen’ worden ‘stortplaatsen van baggerspecie’ bedoeld die niet meer in exploitatie zijn. Doorgaans zijn zij niet afgewerkt en zijn er geen beschermingsvoorzieningen aangelegd.

Het doel van deze tekst is om aan te geven in welke mate de bepalingen van het decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering (hierna ‘Bodemsaneringsdecreet’ afgekort als BSD) van toepassing zijn op deze oude baggerstortplaatsen, wat de knelpunten bij de toepassing ervan zijn en welke oplossingen hiervoor kunnen aangereikt worden.

Strikt juridisch zijn oude baggerstortplaatsen stortplaatsen die vallen onder de afvalstoffenreglementering. Dit is zeker het geval indien zij ontstaan zijn na de inwerkingtreding van het Afvalstoffendecreet in 1981. Baggerstortplaatsen die nog in exploitatie zijn, worden niet beschouwd. Vermits oude baggerstortplaatsen echter gebruikt worden als bodem, moet ook rekening gehouden worden met het bodemsaneringsdecreet. Een eventuele aanpak van de problematiek rond verontreinigde baggerstortplaatsen moet zoveel mogelijk garanties en rechtszekerheid bieden aan alle stakeholders. Vandaar dat in deze tekst nader wordt ingegaan op de juridische consequenties van verontreinigde baggerstortplaatsen in het kader van het Bodemsaneringsdecreet.

2.2. Algemene juridische aspecten

2.2.1. Definitie stortplaatsen

Het storten kan omschreven worden als het zich *bewust* willen *ontdoen* op of in de bodem (met uitzondering op/in opstallen) van *afvalstoffen* en dit ongeacht de aard, de tijdsduur en de omvang van het gestorte materiaal en waarbij het niet de bedoeling is de afvalstoffen op korte termijn te verwijderen of te behandelen. Een stortplaats wordt in artikel 1.1.2. van Vlarem gedefinieerd als volgt:

- “een afvalverwijderingsterrein voor het storten van afvalstoffen op of in de bodem, met inbegrip van :
- interne afvalstortplaatsen (d.w.z. waar een afvalproducent zijn eigen afval op de plaats van de productie verwijdert), en
- een terrein dat permanent (d.w.z. meer dan een jaar lang) wordt gebruikt voor de tijdelijke opslag van afval,

maar met uitsluiting van :

- voorzieningen waar afvalstoffen worden uitgeladen ter voorbereiding van verder transport voor terugwinning, behandeling of verwijdering elders, en
- van opslag van afval voorafgaand aan terugwinning of behandeling voor een periode van in de regel minder dan drie jaar, of
- van opslag van afvalstoffen voorafgaand aan verwijdering, voor een periode van minder dan een jaar;”

2.2.2. Vlarebo-grond (grond waarop een inrichting van bijlage 1 van Vlarebo voorkomt/voorkwam)

Artikel 3, §1 van het bodemsaneringsdecreet stelt dat de Vlaamse regering een lijst moet opstellen van inrichtingen en activiteiten die bodemverontreiniging kunnen veroorzaken. Deze lijst is opgenomen in bijlage 1 van het Vlarebo. Ze is gebaseerd op de Vlarem-lijst. Binnen deze lijst vallen baggerstortplaatsen onder **rubriek 2.3.7.a**:

2.3.7. Opslag, behandeling en verwijdering van baggerspecie met uitzondering van het ter plaatse uitspreiden van niet-verontreinigde ruimingspecie:

a) monstortplaatsen voor baggerspecie en/of ruimingspecie afkomstig van het ruimen, verdiepen en/of verbreden van bevaarbare en onbevaarbare waterlopen behorende tot het openbaar hydrografisch net en/of de aanleg van nieuwe waterinfrastructuur

2.2.3. Onderzoeksplicht

2.2.3.1. Periodieke onderzoeksplicht

De activiteiten/inrichtingen opgenomen in bijlage 1 Vlarebo (i.e. activiteiten of inrichtingen die bodemverontreiniging kunnen veroorzaken) zijn ingedeeld in vier verschillende categorieën: A, B, C en O. Voor activiteiten die onder categorie A, B en C vallen, geldt een periodieke onderzoeksplicht. **Baggerstortplaatsen** vallen onder rubriek 2.3.7.a van bijlage 1 van het Vlarebo en vallen daardoor onder **categorie B**. Voor de exploitanten van de in exploitatie zijnde baggerstortplaatsen geldt de volgende periodieke onderzoeksplicht (artikel 4, § 1, 2° Vlarebo):

Eerste oriënterend bodemonderzoek: De exploitanten moesten een eerste maal een oriënterend bodemonderzoek hebben uitgevoerd voor 31 december 2001 voor activiteiten die in exploitatie waren voor 29 oktober 1995. Indien de activiteiten van start zijn gegaan na 28 oktober 1995, dient binnen een periode van 8 jaar na de datum van de definitieve milieuvergunning een oriënterend bodemonderzoek te worden uitgevoerd indien geen oriënterend bodemonderzoek werd uitgevoerd binnen de periode van 5 jaar voorafgaand aan de datum van de definitieve milieuvergunning. Indien dit laatste wel het geval is, dient een oriënterend bodemonderzoek uitgevoerd te worden binnen de periode van 10 jaar na de datum van de definitieve milieuvergunning.

Periodiek: Vervolgens moet periodiek om de 10 jaar een oriënterend bodemonderzoek worden uitgevoerd.

Dit impliceert dat de exploitanten van monostortplaatsen voor baggerspecie die in exploitatie zijn, om de 10 jaar een oriënterend bodemonderzoek moeten uitvoeren. Voor oude baggerstortplaatsen (dit zijn baggerstortplaatsen die niet langer in exploitatie zijn) bestaat geen periodieke onderzoeksplicht.

2.2.3.2 Onderzoeksplicht bij overdracht

Wanneer een grond wordt overgedragen waarop een risico-activiteit uit bijlage 1 van Vlarebo wordt of werd uitgeoefend, dient overeenkomstig artikel 37, §1 BSD een oriënterend bodemonderzoek te worden uitgevoerd.

Dit impliceert dat voor baggerstortplaatsen, ongeacht of ze al dan niet nog in exploitatie zijn, een oriënterend bodemonderzoek moet worden uitgevoerd wanneer ze worden overgedragen. De uitvoering van dit oriënterend bodemonderzoek gebeurt op initiatief en op kosten van de overdrager.

Voor verontreinigde overstromingsgebieden, die louter verontreinigd zijn door natuurlijke deponie van verontreinigd sediment tijdens overstromingen, bestaat geen onderzoeksplicht.

2.2.4. Saneringsplicht

2.2.4.1. Saneringsplichtige persoon

De saneringsplichtige is diegene die op eigen kosten moet overgaan tot bodemsanering en wordt aangeduid in artikel 10, §1 BSD. De eerste fase van bodemsanering is het beschrijvend bodemonderzoek. Hierin dient o.a. bekeken te worden of actieve saneringsmaatregelen noodzakelijk zijn of niet.

Overeenkomstig artikel 10, §1 van het BSD ligt de saneringsplicht bij de exploitant, indien op de grond waar de verontreiniging tot stand kwam een inrichting gevestigd is of een activiteit uitgeoefend wordt die vergunnings- of meldingsplichtig is volgens het Milieuvergunningsdecreet.

Indien dit niet het geval is, ligt de saneringsplicht bij de eigenaar van de grond waar de bodemverontreiniging tot stand kwam, tenzij deze het bewijs levert dat een ander persoon voor eigen rekening de feitelijke controle heeft over de betreffende grond (bijv. huurder). In dat geval is deze laatste de saneringsplichtige persoon.

2.2.4.2 Vrijstelling saneringsplicht

De saneringsplichtige persoon kan echter vrijstelling van de saneringsplicht krijgen (i.e. het zogenaamde statuut 'onschuldig bezit') indien hij kan aantonen dat:

a) In geval van nieuwe (ontstaan na 28 oktober 1995) of gemengde bodemverontreiniging (artikel 10, §2 BSD)

- hij de bodemverontreiniging niet zelf heeft veroorzaakt;
- hij op het ogenblik dat hij exploitant/eigenaar/feitelijk gebruiker mbt. de grond werd, niet op de hoogte was of behoorde te zijn van de verontreiniging;
- er sinds 1 januari 1993 geen risico-activiteit van bijlage 1 Vlarebo op de grond gevestigd was of uitgevoerd werd.

b) In geval van historische (ontstaan voor 29 oktober 1995) bodemverontreiniging (artikel 31 BSD)

- hij de bodemverontreiniging niet zelf heeft veroorzaakt;
- hij op het ogenblik waarop hij eigenaar of gebruiker werd van de grond, niet op de hoogte was of behoorde te zijn van de bodemverontreiniging;

Indien hij wel op de hoogte was of behoorde te zijn van de verontreiniging, kan hij ook vrijstelling krijgen indien hij de historisch verontreinigde grond verworven heeft voor 1 januari 1993 en kan aantonen dat hij de verontreiniging niet zelf heeft veroorzaakt en de grond sinds de verwerving niet heeft gebruikt voor zijn beroep of bedrijf.

Implicatie voor oude baggerstortplaatsen:

Vermits er op de oude baggerstortplaatsen in principe geen exploitanten (overeenkomstig Milieuvergunningsdecreet) meer aanwezig zijn, wil het bovenstaande zeggen dat de eigenaar van de grond waarop de baggerspecie is gedeponeed, zal aangesproken worden als saneringsplichtige persoon voor de eventuele aanwezige bodemverontreiniging.

Wanneer de eigenaar die wordt aangesproken als saneringsplichtige persoon kan aantonen dat hij voldoet aan de voorwaarden van het statuut van onschuldig bezit, wordt hij vrijgesteld van de saneringsverplichting en kan de OVAM ambtshalve overgaan tot bodemsanering.

Opmerking 1: baggergronden in privé-bezit

Een groot deel van de oude baggerstortplaatsen wordt momenteel gebruikt als landbouwgebied. In het geval de baggerspecie op de akkers en weilanden is gedeponeed op het moment dat de landbouwers eigenaar waren van de gronden, kunnen zij volgens het bodemsaneringsdecreet vrijgesteld worden van saneringsplicht indien zij kunnen aantonen dat de baggerspecie niet in hun opdracht is gedeponeed (zij de verontreiniging dus niet zelf hebben veroorzaakt). Indien zij wel opdrachtgever waren om baggerspecie op hun grond te deponeren, worden zij beschouwd als veroorzaker en kunnen zij geen vrijstelling van saneringsplicht verkrijgen, ook al werd in de periode dat dit gebeurde baggerspecie alom gebruikt als bodemverbeterend middel en ook al waren zij niet op de hoogte van het feit dat dit materiaal mogelijk verontreinigd zou kunnen zijn.

Ingeval de baggerspecie reeds aanwezig was op moment van de eigendomsverwerving, komen de landbouwers wel in aanmerking voor het statuut onschuldig bezit. Zij hebben immers de bodemverontreiniging niet zelf veroorzaakt. Bovendien is het redelijk om aan te nemen dat zij niet op de hoogte waren of behoorden te zijn op moment van eigendomsverwerving indien de aankoop van het terrein gebeurde met oog op landbouwproductie en in de wetenschap dat baggerspecie als bodemverbeterend middel werd beschouwd zonder dat erbij werd stilgestaan dat dit mogelijk verontreinigd kon zijn.

Opmerking 2: gronden in bezit van de Vlaamse overheid

In het geval dat een Vlaamse of lokale overheidsinstelling eigenaar is van de gronden waarop baggerspecie is gedeponeed, zal zij niet of zeer moeilijk het statuut onschuldig eigenaar kunnen verkrijgen. Een algemene uitspraak kan hieromtrent echter niet geformuleerd worden. Dit zal geval per geval moeten bekeken worden.

2.2.5. Saneringsaansprakelijkheid

De saneringsplichtige (d.i. degene die de bodemsanering moet uitvoeren en (pre)financieren) is niet noodzakelijk dezelfde persoon als de saneringsaansprakelijke (d.i. degene op wie de kosten van de bodemsanering kunnen verhaald worden omwille van zijn aansprakelijkheid en die in principe dan ook uiteindelijk de saneringskost moet dragen).

Voor *nieuwe bodemverontreiniging* voorziet het Bodemsaneringsdecreet in een objectieve aansprakelijkheidsregel (art. 25 BSD). De saneringsaansprakelijke is dan degene die door emissie een nieuwe bodemverontreiniging veroorzaakt heeft. Hij is aansprakelijk voor de kosten van de bodemsanering en deze die hiervan het gevolg zijn. Er moet niet worden aangetoond dat de aansprakelijke een fout heeft begaan. Het volstaat te bewijzen dat hij door een emissie de bodemverontreiniging heeft veroorzaakt, ongeacht deze emissie al dan niet foutief was.

Voor *historische bodemverontreiniging* gelden de klassieke aansprakelijkheidsregels (o.a. foutaansprakelijkheid van artikel 1382-1383 Burgerlijk Wetboek). In dit geval moet een fout worden aangetoond in hoofde van de aansprakelijke persoon en het oorzakelijk verband tussen de fout en de vastgestelde bodemverontreiniging).

Een saneringsplichtige kan altijd de gemaakte saneringskosten verhalen op de saneringsaansprakelijke. Tevens kan hij conform de bepalingen van het Bodemsaneringsdecreet van betrokkene een voorschot vorderen of eisen dat hij een financiële zekerheid stelt.

2.2.6. Aanduiden saneringsplicht - saneringsaansprakelijkheid

Het aanduiden van de saneringsplichtige en het wijzen op zijn/haar verplichtingen in kader van het bodemsaneringsdecreet, gebeurt door de OVAM. De beoordeling van het statuut onschuldig eigenaar gebeurt eveneens door de OVAM. Over de vraag wie de saneringsaansprakelijke is, kan de OVAM geen uitspraak doen.

2.3. Huidige aanpak bodemonderzoeken op en rond stortplaatsen

2.3.1. oriënterend bodemonderzoek

2.3.1.1. huidige algemene richtlijnen voor bodemonderzoeken op en ter hoogte van stortplaatsen

Stortplaatsen geven aanleiding tot een homogeen verspreide verontreiniging. Bij het uitvoeren van een oriënterend bodemonderzoek op een terrein waar een voormalige stortplaats aanwezig is, dient gebruik te worden gemaakt van bemonsteringsstrategie 2 van de standaardprocedure voor oriënterend bodemonderzoek van november 2002. Het doel van dit onderzoek is nagaan wat de invloed is van het gestorte materiaal op de omliggende bodem. Hiervoor bestaan de volgende richtlijnen.

Vaste deel van de aarde

Tot dusver bestond de onderzoeksstrategie voor het *vaste deel van de aarde* erin de bovenste bodemlaag te bemonsteren en de bodemlaag die zich onmiddellijk onder het stortmateriaal bevindt.

Indien de afdeklaag wordt gevormd door een leeflaag, moeten stalen genomen worden van deze leeflaag. Indien de bovenlaag het stortmateriaal zelf is, worden van het stortmateriaal zelf stalen genomen.

Indien er vanuit milieutechnisch standpunt mag geboord worden doorheen de stortplaats, omdat de afdeklaag mag doorboord worden en omdat er geen afschermdende onderlaag (matten, drainagesysteem, afschermdende kleilaag) aanwezig is, dienen stalen genomen te worden van het vaste deel van de aarde direct grenzend aan het stortmateriaal.

Indien wel een afdeklaag aanwezig is welke niet mag doorboord worden, wordt nagegaan of de stortplaats nog voldoende afgedekt is.

Grondwater

Indien de verdachte zone een stortplaats is/was, dient *het grondwater* onderzocht te worden volgens volgende principes:

Indien een afdeklaag en/of afschermdende onderlaag (matten, drainagesysteem, afschermdende kleilaag...) aanwezig is welke niet mag doorboord worden, dienen peilputten rondom de stortplaats geplaatst te worden om na te gaan of er invloed naar de omgeving toe optreedt. De peilputten moeten op een zodanige wijze geplaatst worden dat deze invloed kan nagegaan worden, er moet hiertoe een representatief aantal peilputten met filterstelling onder het niveau van het stortmateriaal worden geplaatst. Bij de plaatsing van de peilputten wordt, indien gekend, tevens rekening gehouden met de richting van de grondwaterstroming;

Indien er om milieutechnische redenen wel doorheen de stortplaats mag geboord, dienen er peilbuizen geplaatst te worden doorheen het stort met filterstelling onder het stortmateriaal.

Indien de verdachte zone een stortplaats is/was, dienen naast analyses op het vaste deel van de aarde en het grondwater, en indien dit vanuit milieutechnisch standpunt kan, ook stalen genomen te worden van het stortmateriaal. Om na te gaan of er verspreiding van pollutanten vanuit het stortmateriaal naar de omgeving kan optreden, kan een uitloogproef uitgevoerd worden. Mits motivatie van de bodemsaneringsdeskundige kan van deze richtlijn afgeweken worden. Eventueel kan dit vervangen/aangevuld worden door bemonstering van permanent water wat op het stort aanwezig is. De stalen moeten geanalyseerd worden op de aanwezigheid van de verdachte stof(fen) en, indien relevant, op de aanwezigheid van hun afbraakproducten. De stalen genomen van de leeflaag dienen tevens op het SAP te worden geanalyseerd.

2.3.1.2. Bespreking voor baggerstortplaatsen

Niet alle bovenstaande bepalingen zijn geldig voor de hier besproken oude baggerstortplaatsen. Er is immers geen onder-of afdeklaag aanwezig. Bovendien wordt het gestorte baggermateriaal gebruikt als bodem en zijn analyses van het baggermateriaal wel degelijk relevant. Een specifieke aanpak is dus vereist.

2.3.2. beschrijvend bodemonderzoek

Indien uit het oriënterend bodemonderzoek blijkt dat er ernstige aanwijzingen zijn dat de historische bodemverontreiniging een ernstige bedreiging vormt, dient de verontreiniging nader bekeken te worden in een beschrijvend bodemonderzoek.

Het doel van een beschrijvend bodemonderzoek is om de ernst van de bodemverontreiniging vast te stellen. In de eerste plaats zal de verontreiniging volledig in kaart worden gebracht. Van zodra de omvang van de verontreinigde grond en grondwater gekend is, wordt nagegaan of er sprake is van een humaan-toxicologisch, een ecologische of een verspreidingsrisico.

Er is nog geen afzonderlijke bemonsteringsstrategie uitgewerkt voor de uitvoering van een beschrijvend bodemonderzoek op een terrein met een stortplaats. Wel dienen de richtlijnen gevolgd te worden voor strategie 1 (strategie voor bodemonderzoek met aanwijzingen van een homogene verontreiniging) uit de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek dd. juni 2000.

Wanneer uit het beschrijvend bodemonderzoek blijkt dat de historische bodemverontreiniging een ernstige bedreiging inhoudt, dient deze verder gesaneerd te worden.

2.4. Juridische knelpunten met de huidige aanpak

Voorafgaande opmerkingen:

- De hieronder opgesomde knelpunten hebben louter en alleen betrekking op de verontreinigingen en de aanpak van baggerstortplaatsen. Indien er naast de stortactiviteiten nog andere risicoactiviteiten op een betrokken perceel hebben plaatsgevonden/plaatsvinden worden deze niet mee opgenomen in volgende bedenkingen.
- Grondwaterverontreiniging zal voor baggerstortplaatsen in de hier besproken bekkens minder relevant zijn gezien de kleirijke samenstelling van de baggerspecie. Voor de volledigheid van de schets van het juridisch kader, wordt dit echter wel meegenomen.

2.4.1. Knelpunt 1: Administratieve moeilijkheden i.v.m. de perceelsgerichte benadering van het Bodemsaneringsdecreet

Baggerstortplaatsen nemen vaak vrij grote oppervlakten in en strekken zich bijgevolg veelal uit over meerdere kadastrale percelen. Vaak zijn deze kadastrale percelen ook nog eigendom van verschillende eigenaars, zodat we in die gevallen te maken krijgen met meerdere saneringsplichtige personen. De bepalingen van het Bodemsaneringsdecreet zijn evenwel in hoofdzaak gericht op een perceelsgewijze aanpak van de sanering van de bodemverontreiniging. De toepassing van deze perceelsbenadering geeft in de praktijk aanleiding tot een aantal moeilijkheden bij de aanpak van de sanering van de bodemverontreiniging ingevolge de aanwezigheid van een oude baggerstortplaats.

2.4.1.1. Draagwijdte saneringsplicht

Conform artikel 10, § 1 BSD rust de verplichting tot bodemsanering immers op de exploitant/eigenaar van de grond waarde bodemverontreiniging totstandgekomen is. Ingeval van meerdere saneringsplichtige personen, rust op elk van hen de verplichting om over te gaan tot bodemsanering voor de bodemverontreiniging die op zijn grond tot stand gekomen is.

Verontreiniging vaste deel van de aarde: Wat de verontreiniging in het vaste deel van de aarde betreft, stellen zich in principe geen problemen. De saneringsplicht voor de verontreiniging in het vaste deel van de aarde strekt zich in principe uit tot de verontreiniging die op zijn terrein werd vastgesteld.

Grondwaterverontreiniging: Wat de verontreiniging in het grondwater vastgesteld als gevolg van uitloging van de verontreiniging in het vaste deel van de aarde op zijn terrein (stofopwaai wordt hier buiten beschouwing gelaten) betreft, stelt zich veelal wel een probleem. Het is immers niet of vrij moeilijk na te gaan op welk terrein de vastgestelde grondwaterverontreiniging juist tot stand kwam en wie bijgevolg de saneringsplichtige is, en tevens tot waar de op zijn terrein totstandgekomen grondwaterverontreiniging zich heeft verspreid en dus tot waar zijn saneringsplicht reikt.

2.4.1.2. Potentiële blokkering overdracht grond

Wanneer één van de eigenaars zijn terrein, deel van een baggerstortplaats, wenst te verkopen, moet deze conform het bodemsaneringsdecreet een oriënterend bodemonderzoek op zijn over te dragen terrein uitvoeren. Vaak wordt bodemverontreiniging vastgesteld en is een beschrijvend bodemonderzoek noodzakelijk.

Zoals in punt 1.1 werd gesteld, kan de afperking van de bodemverontreiniging die is vastgesteld in het vaste deel van de aarde zich beperken tot het betrokken perceel. Bij de afperking van de bodemverontreiniging in het grondwater dient echter ook buiten het betrokken perceel een afperking te geschieden. De overdrager is genoodzaakt na te gaan tot waar de verontreiniging die op zijn terrein is ontstaan zich via het grondwater heeft verspreid. Voor deze saneringsplichtige kan het laten uitvoeren van een beschrijvend bodemonderzoek dan ook veel tijd in beslag nemen en zeer duur zijn. Bijgevolg kan het overdrachtdossier voor hem op dat moment volledig geblokkeerd raken. Hij kan het beschrijvend bodemonderzoek immers niet afronden waardoor hij zijn terrein ook niet kan overdragen.

De exploitanten/eigenaars van de andere percelen van de oude baggerstortplaats die hun perceel niet overdragen, hebben op dat moment geen enkele onderzoeksplicht zodat er op dat ogenblik in principe geen gezamenlijke aanpak van de verontreinigingsproblematiek afgedwongen kan worden.

2.4.1.3. Administratieve belasting bij verschillende aanvragen "onschuldigheid"

Een deel van de oude baggerstortplaatsen is intussen verkaveld en verkocht aan particulieren. Een individuele perceelsgebonden aanpak impliceert bij elke overdracht het uitvoeren van een oriënterend bodemonderzoek en de eventuele verplichting voor de overdrager om over te gaan tot bodemsanering.

Conform het bodemsaneringsdecreet kan de overdrager vrijstelling bekomen van de saneringsplicht. Hiertoe moet hij binnen 30 dagen na ontvangst van de aanmaning tot het uitvoeren van een beschrijvend bodemonderzoek bij de OVAM een gemotiveerde aanvraag indienen aan de hand waarvan hij met de nodige stavingsstukken moet aantonen dat hij voldoet aan de voorwaarden van het statuut "onschuldig bezit" zoals vermeld in artikel 10, § 2 en/of 31, §§ 2 en 3 BSD.

Binnen 60 dagen na ontvangst van de aanvraag doet OVAM een uitspraak of de aanvrager voldoet aan de voorwaarden van het statuut van onschuldig bezit en dus al dan niet vrijstelling van de saneringsplicht krijgt. Dit gaat bijgevolg gepaard met administratieve en financiële lasten voor zowel de burger als de overheid.

2.4.2. Knelpunt 2: risicobepaling en afperking

2.4.2.1. Efficiëntie perceelsgewijze sanering

Bij een bodemonderzoek dat uitgevoerd wordt op 1 perceel, deel van een oude baggerstortplaats dat zich uitstrekt over meerdere percelen, werd reeds in knelpunt 1.1 aangegeven dat de saneringsplichtige zich kan beperken tot het betreffend perceel voor het vaste deel van de bodem. De verontreiniging wordt echter niet volledig afgeperkt en het is dan ook weinig zinvol om 1 perceel binnen een grotere verontreiniging te saneren.

De grootte van de volledige verontreinigingspluim is niet bekend bij bodemonderzoeken die worden uitgevoerd op een deel van een oude baggerstortplaats. Over minder voorkomende stoffen is er weinig informatie beschikbaar (afbraakstoffen, synergie tussen de stoffen, ...) waardoor ook een juiste risico-evaluatie niet mogelijk is.

2.4.2.2. Knelpunten met betrekking tot risicobepaling

De impact van de stortplaats op andere milieucompartimenten zoals onder meer de buitenlucht (zwevende deeltjes, gasvorming, ...) wordt in het beschrijvend bodemonderzoek niet in beschouwing genomen. De OVAM heeft echter niet de bevoegdheid om op onder meer de buitenlucht te gaan ingrijpen.

In de risico-evaluatie wordt weinig rekening gehouden met gezondheidsrisico's. Er wordt wel een humaan-toxicologisch risico bepaald aan de hand van Vlier-humaan doch dit is voornamelijk een theoretische bepaling van het te verwachten risico. Effectieve effectgerichte metingen worden niet uitgevoerd.

Er is nog geen praktisch bruikbare methodiek voor de bepaling van een ecologisch risico. Momenteel wordt voor risico-inschatting dan ook voornamelijk gekeken naar humaan-toxicologisch en verspreidingsrisico.

2.4.3. Knelpunt 3: de gegevens over potentieel verontreinigde gronden bij de OVAM zijn onvolledig

De OVAM beschikt over een lijst van potentieel verontreinigde gronden. Wanneer een bodemattest wordt aangevraagd voor een grond die op de lijst van potentieel verontreinigde gronden staat, wordt dit gemeld aan de aanvrager. Wanneer de grond niet is opgenomen in deze lijst en wanneer er nog geen bodemonderzoek op is uitgevoerd, zal de OVAM een bodemattest afleveren waarop staat dat er geen gegevens bekend zijn, i.e. een zogenaamd 'blanco-attest'.

Deze lijst is echter –zoals gebleken is in kader van de inventarisatie van oude baggerstortplaatsen- niet volledig. Het kan dus zijn dat er zogenaamde blanco-bodemattesten worden verstuurd voor onderzoeksplichtige percelen.

Wanneer een grond wordt overgedragen, is het dan ook de taak van de overdrager en de instrumenterende ambtenaar om na te gaan of op de te overdragen grond een Vlarebo-activiteit is geweest of

niet. Dit kan door kennis van het terrein of door het opvragen van stedenbouwkundige gegevens bij de gemeente. Elke gemeente is immers verplicht om een inventaris te hebben van alle gronden binnen haar grondgebied waarop activiteiten worden/werden uitgevoerd die staan vermeld op de Vlarebo-lijst. Indien dit zo is, is het de taak van de overdrager om het oriënterend bodemonderzoek uit te voeren.

In het kader van overdrachtsprocedures wordt het feit dat de lijst van potentieel verontreinigde sites bij de OVAM niet volledig is, dus ondervangen, mits het kennisiaat kan ingevuld worden door gegevens bij de gemeente.

2.5. Voorstellen van aanpak

Wanneer er wordt gesproken over aanpak van verontreinigde baggerstortplaatsen is het aangewezen dat de eigenaars en gebruikers van de terreinen alle garanties hebben in verband met het bodemsaneringsdecreet. In de tekst hieronder worden alle mogelijkheden opgesomd die het bodemsaneringsdecreet biedt om tot een oplossing te komen die voldoende rechtszekerheid biedt voor alle betrokken partijen.

De hieronder voorgestelde oplossingen hebben enkel betrekking op de verontreinigingen en de aanpak van stortplaatsen. Indien er naast de stortactiviteiten nog andere risicoactiviteiten op een betrokken perceel hebben plaatsgevonden/plaatsvinden worden deze niet mee opgenomen in volgende bedelingen.

2.5.1. Mogelijkheid 1: geen actie

Er wordt geen actie ondernomen. Slechts indien een perceel waarop zich een oud baggerstortplaats bevindt, wordt overgedragen, zal conform de bepalingen van het Bodemsaneringsdecreet een oriënterend bodemonderzoek moeten uitgevoerd worden door de overdrager. Indien in het kader van dit bodemonderzoek een verontreiniging wordt vastgesteld die een beschrijvend bodemonderzoek vereist, zal de overdrager hiertoe door de OVAM worden aangemaand. Hij heeft dan de mogelijkheid om middels een gemotiveerde aanvraag aan te tonen dat hij voldoet aan de voorwaarden van het statuut van onschuldig bezit (artikel 31, § 2 en § 3 BSD).

Indien hij daarin slaagt, wordt hij vrijgesteld van zijn saneringsverplichting en kan de OVAM ambtshalve overgaan tot bodemsanering, indien er geen andere saneringsplichtigen kunnen worden aangeduid. Ingeval van ambtshalve bodemsanering zal de OVAM de gemaakte saneringskosten proberen te verhalen op de eventuele saneringsaansprakelijke.

Indien de overdrager daarentegen niet kan aantonen dat hij voldoet aan de voorwaarden van het statuut van onschuldig bezit, moet hij het beschrijvend bodemonderzoek en de eventuele bodemsanering op eigen kosten uitvoeren. In dat geval kan hij de gemaakte kosten verhalen op de eventuele saneringsaansprakelijke. Ook kan hij desgevallend eisen dat de saneringsaansprakelijke een voorschot betaalt of een financiële zekerheid stelt. Bovenstaande knelpunten blijven dan echter bestaan.

2.5.2. Mogelijkheid 2: artikel 30 en 31 BSD

Op basis van een beperkt aantal gegevens waaruit blijkt dat er een ernstige aanwijzing bestaat dat de vastgestelde historische bodemverontreiniging een ernstige bedreiging vormt, kan de OVAM aan de Vlaamse regering (bij delegatie, de Vlaamse minister bevoegd voor leefmilieu) voorstellen om het betreffende perceel

overeenkomstig artikel 30 BSD aan te duiden als historisch verontreinigde grond waarop bodemsanering (lees: in eerste instantie een beschrijvend bodemonderzoek) moet plaatsvinden.

Wanneer de Vlaamse minister bevoegd voor leefmilieu de betreffende grond als dusdanig heeft aangewezen, kan de OVAM de exploitant/eigenaar als saneringsplichtige aanmanen om over te gaan tot bodemsanering (artikel 31, § 1 BSD).

Ook in dit geval heeft de saneringsplichtige de mogelijkheid om middels een gemotiveerde aanvraag aan te tonen dat hij voldoet aan de voorwaarden van het statuut van onschuldig bezit (artikel 31, § 2 en § 3 BSD). Indien deze vervolgens het statuut onschuldig bezit krijgt en er geen andere saneringsplichtigen kunnen worden aangeduid, kan de OVAM ambtshalve het beschrijvend bodemonderzoek uitvoeren. Ingeval van ambtshalve optreden zal de OVAM de gemaakte saneringskosten proberen te verhalen op de eventuele saneringsaansprakelijke.

Indien de saneringsplichtige exploitant/eigenaar er evenwel niet in slaagt aan te tonen dat hij voldoet aan de voorwaarden van het statuut onschuldig bezit, moet hij op eigen kosten het beschrijvend bodemonderzoek uitvoeren. In dat geval kan hij de gemaakte kosten verhalen op de eventuele saneringsaansprakelijke. Ook kan hij desgevallend eisen dat de saneringsaansprakelijke een voorschot betaalt of een financiële zekerheid stelt. Bovenstaande knelpunten blijven dan echter bestaan.

2.5.3. Mogelijkheid 3: samenwerkingsovereenkomst

Uit het betoog in deel C is gebleken dat het aangewezen is dat het bodemonderzoek en eventuele sanering van een stortplaats niet op perceelsniveau gebeurt maar voor de hele stortplaats als één geheel. Dit heeft tal van voordelen:

- éénmalige voorstudie;
- de aanvraag statuut onschuldig bezit en de behandeling ervan kunnen vereenvoudigd worden;
- gericht veldwerk;
- exacte locatie stortplaats gekend;
- de volledige verontreinigingssituatie gekend;
- betere risico-inschatting;
- gezamenlijk en gelijktijdig informeren van de eigenaars/exploitanten;
- efficiënte sanering;
- één rapport voor de volledige stortplaats;
- het beschrijvend bodemonderzoek kan afgerond worden;
- kostenbesparend;
- één oriënterend bodemonderzoek dat eventueel voor verschillende overdrachten kan dienen.

Naar analogie met hetgeen nu reeds voor complexe verontreinigingen gebeurt, kunnen de verschillende probleembezitters (saneringsplichtigen, saneringsaansprakelijken, gemeente, ...) worden gestimuleerd om samen aan tafel te gaan zitten en tot een integrale oplossing te komen voor de aanpak van de baggerstortplaats waarmee zij te maken hebben. De OVAM zou in dergelijk geval als facilitator kunnen optreden. Zo zouden zij bijvoorbeeld samen een oriënterend bodemonderzoek kunnen uitvoeren zodat ze allemaal maximaal kunnen

profiteren van de schaalvoordelen. Met het oog op rechtszekerheid is het opportuun om deze samenwerkingsovereenkomst te formaliseren in een sitevaststelling (artikel 47ter BSD) en een overeenkomst zoals bedoeld in artikel 48ter BSD (site-overeenkomst). Zie hieromtrent mogelijkheid 4.

2.5.4. Mogelijkheid 4: site

Indien er geen onderlinge overeenkomst tussen saneringsplichtigen en eventuele saneringsaansprakelijken kan worden bekomen, kan de OVAM overwegen om de betrokken stortplaats in toepassing van artikel 47ter BSD vast te stellen als een site, dit is een verzameling van verontreinigde gronden en/of potentieel verontreinigde gronden, vastgesteld krachtens het Bodemsaneringsdecreet (artikel 2, 7° bis BSD).

De vaststelling van de oude baggerstortplaats als site heeft van rechtswege tot gevolg dat een oriënterend bodemonderzoek moet worden uitgevoerd op het niveau van de hele site (artikel 47quinquies, § 1 BSD). In de sitevaststelling kan in toepassing van artikel 48ter BSD eveneens worden bepaald dat het oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek op siteniveau samen worden uitgevoerd. Eventuele saneringsplichtigen kunnen daarbij worden verplicht om te participeren.

Het probleem van blokkering van eventuele overdrachten kan in het kader van de sitevaststelling worden opgelost. In toepassing van artikel 48 BSD en artikel 48ter BSD kan de Vlaamse regering (desgevallend bij delegatie, de Vlaamse minister bevoegd voor leefmilieu) in het kader van de sitevaststelling kopers en huidige eigenaars die in een normale procedure ook het statuut van onschuldig bezit zouden krijgen, de zekerheid geven dat ze bij een latere overdracht zelf niet meer zullen moeten instaan voor bodemonderzoeken, uiteraard voor zover er zich op de over te dragen grond er geen risico-inrichting of risico-activiteit bevindt of bevond die geen uitstaans heeft met de reden waarom de grond werd opgenomen in de site. Op die manier zijn toekomstige kopers nog steeds beschermd en vormt dit besluit geen bedreiging in de geest van het bodemsaneringsdecreet. De verplichting in hoofde van de overdrager om de geplande overdracht te melden aan de OVAM blijft wel bestaan. Tevens zal de OVAM in het kader van de geplande overdracht oordelen of de overdrager voldoet aan de voorwaarden van het statuut van onschuldig bezit (artikel 31, §§ 2 of 3 BSD). Wanneer de OVAM van oordeel is dat de overdrager niet aan deze exoneratievoorwaarden voldoet, zal de OVAM van de overdrager eisen dat hij een financiële zekerheid stelt en een verbintenis aangaat.

2.5.5. Voorkeur

Om tot een oplossing te komen die ook alle juridische garanties bevat voor probleembezitters, is de OVAM voorstander van een combinatie van de mogelijkheden 3 en 4.

3. Richtlijnen voor risicobeoordeling

3.1. Inleiding

Het beheer van de oude baggerstortplaatsen en de maatregelen om mens en milieu te beschermen tegen eventuele risico's op verontreiniging moet worden (her)bekeken. In overleg tussen AWZ, de OVAM en het IBW werden een aantal richtlijnen uitgewerkt voor de beheerders of eigenaars van deze terreinen.

Wanneer een bodemverontreiniging een 'ernstige bedreiging' vormt, dient deze gesaneerd te worden. Hieronder wordt verstaan:

- (1) bodemverontreiniging waarbij er contact is of kan zijn tussen de verontreinigende stoffen of organismen en mensen, planten of dieren en waarbij dit contact zeker of waarschijnlijk schadelijke gevolgen zal hebben voor de gezondheid van mensen, planten of dieren;
- (2) bodemverontreiniging die waterwinning nadelig kan beïnvloeden

Dit komt erop neer dat voor de bepaling van een ernstige bedreiging een inschatting moet gebeuren van het humaan-toxicologisch risico, risico's voor vee, het ecologisch risico en het risico op verspreiding. In kader van de meeste beschrijvende bodemonderzoeken ligt de nadruk voornamelijk op het humaan-toxicologisch risico en het verspreidingsrisico. Humaan-toxicologische risico's worden in Vlaanderen aan de hand van het VLIERHUMAAN-model beoordeeld (zie 3.2.). In de onderstaande tekst worden de resultaten van dit model voor een aantal representatieve oude baggerstortplaatsen beschreven. Voor de risicobepaling van baggerstortplaatsen zal de nadruk veeleer op het humaan-toxicologisch en het ecologisch risico liggen.

Voor de ecotoxicologische risicobeoordeling bestaat er in Vlaanderen geen algemeen model. In deze tekst worden specifiek voor oude baggerstortplaatsen richtlijnen voor risicobeoordeling voorgesteld (zie 3.4.). Deze richtlijnen hebben 3 belangrijke kenmerken: het gaat voornamelijk om een (1) locatiespecifieke, (2) ecotoxicologische benadering voor (3) historisch verontreinigde baggerstortplaatsen.

Locatiespecifiek versus generiek

Een locatiespecifieke benadering houdt een doelgerichte evaluatie voor specifieke problemen of voor reële situaties in. Bij een generieke of holistische risicobeoordeling daarentegen wordt voor een specifiek product getest wat de korte- en langetermijn gevolgen kunnen zijn, of worden algemene normen voor polluenten in bepaalde milieucompartmenten berekend.

Humane toxicologie versus ecotoxicologie

De voorgestelde richtlijnen zijn hoofdzakelijk op ecotoxicologie gebaseerd. Het eindpunt bij een ecotoxicologische benadering is de ecosysteemfunctie, -structuur en -gezondheid. Bij landbouwkundig gebruik dienen echter zowel humane risico's, risico's voor vee als ecologische risico's beschouwd te worden. Voor een humaan-toxicologische risicobeoordeling wordt verwezen naar deel 2 van de basisinformatie voor risicobeoordeling 'Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie' (OVAM-website).

Historische bodemverontreiniging bij baggerstortplaatsen versus bruikbaarheid van bestaande normeringstelsels

De vraag kan gesteld worden of de bestaande VLAREBO-normen niet voldoende zijn voor een risicobeoordeling. Hierbij moet het vereiste niveau van bescherming en de bodemeigenschappen waarmee rekening gehouden wordt bij de normen, kritisch bekeken worden. Ook schaaffecten en voedselwebstructuur spelen een belangrijke rol.

Het doel van generieke normen zoals de bodemsaneringsnormen is het beschermen van de multifunctionaliteit van de bodem bij nieuwe bodemverontreiniging (Cornelis en Geuzens, 1995). De onderbouwing van de bestaande bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype II t.e.m. V (Cornelis en Geuzens, 1995) en de voorgestelde normen voor natuurgebied (Goyvaerts en Cornelis, 1998) gaat uit van het principe dat bij levenslange blootstelling aan de verontreiniging geen nadelige effecten mogen optreden. In beide gevallen gaat het om extrapolaties van labotesten via het gebruik van veiligheids- en correctiefactoren.

Bij historische bodemverontreiniging echter is een normoverschrijding geen voldoende reden voor sanering. In dit laatste geval zijn ingrepen enkel nodig bij ernstige bedreiging, nl. als er een verspreidingsrisico uitgaat van de verontreiniging, of als planten, dieren of mensen schadelijke gevolgen ondervinden.

Generieke bodemkwaliteitsnormen voor pollutanten in natuurgebieden zijn meestal gebaseerd op het beschermen van 95% van de organismen, waarbij de norm afgeleid wordt als de 5^e of 10^e percentielwaarde van de beschikbare toxiciteitsgegevens. De beschikbare toxiciteitsgegevens zijn afkomstig van labo-testen uitgevoerd met zeer beschikbare metaalvormen (bijv. metaalzouten) die aan verschillende bodemtypes of artificieel samengestelde 'bodems' toegevoegd werden. Het optreden van een bepaald toxisch effect wordt gekoppeld aan de totale bodemconcentratie waarbij dat effect optreedt. Deze werkwijze resulteert in zeer strenge normen. Voor bepaalde ecologische processen zoals afbraakprocessen in de bodem blijkt dat het niet nodig is om alle soorten te beschermen, maar wel de sleutelsoorten. In plaats van alle soorten te beschermen moeten vooral de kritische bodemfuncties gevrijwaard worden. Anderzijds is er de problematiek van de rode lijstsoorten, waarvoor meestal geen toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn.

Het in rekening brengen van bodemeigenschappen zoals CaCO₃ en, in mindere mate, pH leiden net als klei en OS tot het verfijnen van de normen voor bodems, en dit zowel voor effecten als voor de biobeschikbaarheid van pollutanten. Deze factoren zijn vast of relatief constant op een langere tijdschaal. Andere factoren zoals aëratie en oxidatie-reductietoestand kunnen ook de beschikbaarheid sterk beïnvloeden, maar deze factoren zijn in tegenstelling tot CaCO₃ en pH vrij veranderlijk op korte termijn en dit pleit tegen het gebruik van bijvoorbeeld AVS (acid volatile sulfides) of zuurvluchtige sulfiden (Seuntjens et al., 2004) en redox-potentiaal bij normering en risicobeoordeling. Het klei- en OS-gehalte worden binnen bepaalde grenzen in rekening gebracht bij de bodemsaneringsnormen, maar het uitsluiten van CaCO₃ en pH bij de evaluatie leidt tot veel te strenge normen voor kalkrijke bodems.

Normen houden nog onvoldoende rekening met schaaffecten en voedselwebstructuren. Bij ecotoxicologische testen met organismen die met plantenmateriaal gevoed worden, werd bij het berekenen van de voorgestelde normen voor natuurgebied (Goyvaerts en Cornelis, 1998) het substraat niet als plantenmateriaal maar als standaardbodem beschouwd (2% organisch materiaal, 10% klei).

Aangezien nationaal en internationaal reeds heel wat onderzoek verricht werd rond sedimenten en baggergronden, is het aangewezen de opgebouwde kennis optimaal te benutten. Daarom wordt een getrapte benadering voorgesteld:

1. Wat reeds voor een groot aantal baggerstortplaatsen aangetoond werd, wordt als relevant beschouwd, en dient niet voor elke situatie opnieuw bewezen te worden => voor elke 'uitspraak' dient het bereik waarbinnen die uitspraak geldig is, vermeld te worden.
2. Eerst wordt de verontreiniging met metalen geëvalueerd, want hier werd reeds heel wat kennis rond verzameld bij oude baggerstortplaatsen. Wanneer er geoordeeld wordt dat de gemeten metaalconcentraties geen probleem vormen, dan worden de andere pollutengroepen (PAKs, PCBs, ...) gemeten en geëvalueerd. Wanneer de metaalconcentraties in de bodem aanleiding geven tot ongewenste effecten, moet bij het overwegen van milderende maatregelen rekening gehouden worden met de mogelijke aanwezigheid van andere soorten pollutanten.

De richtlijnen voor ecologische risicobeoordeling zijn gebaseerd op de onderzoeksresultaten van het onderzoekskader tussen AWZ en IBW i.v.m. baggergronden en overstromingsgebieden. De basiskenmerken van de aanpak die in deze tekst voorgesteld wordt, zijn:

- meten van milieuconcentraties in ecologische compartimenten i.p.v. alles terug te rekenen naar totale bodemconcentraties
- indien relevant en technisch haalbaar wordt een ecologisch compartiment opgesplitst, bijv. de vegetatiesamenstelling wordt als factor in de evaluatie gebruikt.
- enkel toxiciteitsgegevens voor vergelijkbare bodems als baggergronden worden aangewend (bodems met voldoende organische stof, een hoog kleigehalte en een neutrale pH). De beschikbaarheid van voldoende gegevens zal hierbij een kritische factor zijn.

3.2. Beoordeling van humaan toxicologische risico's en verspreidingsrisico

3.2.1. methodologie

Bij de berekening van humane risico's wordt gebruik gemaakt van een blootstellingsmodel. De berekening van de blootstelling gebeurt in drie stappen:

1. berekening van de verdeling van de verontreiniging over de bodemfasen
2. transport vanuit deze bodemfasen naar contactmedia
3. directe of indirecte blootstelling door inname van de contactmedia door de mens

De humane risicobeoordeling bestaat uit de vergelijking van de berekende totale blootstelling met humaan toxicologische grenswaarden, zoals de TDI (toelaatbare dagelijkse inname). De concentraties in de contactmedia worden eveneens vergeleken met hun respectievelijke beschikbare normen, zoals drinkwaternorm, TCL (toelaatbare concentratie in de lucht), ... Indien de berekende blootstelling zo'n waarde overschrijdt, is er mogelijk sprake van nadelige effecten voor de mens.

Het Van Hall Instituut heeft op basis van het document 'Basisinformatie voor risico-evaluaties' van OVAM, dat ten grondslag ligt aan het uitvoeren van risicobeoordelingen, een computerprogramma ontwikkeld:

Vlier-Humaan (VLIER = Vlaams Instrument voor de Evaluatie van Risico's). Vlier-Humaan is door de OVAM aanvaard als model voor risicobeoordeling van bodemverontreiniging.

Met behulp van dit computerprogramma is het mogelijk om op basis van gemeten concentraties in de grond een inschatting te maken van de dagelijkse inname per blootstellingsroute. De dosissen van alle blootstellingswegen worden vervolgens gesommeerd tot een totale blootstelling. Deze totale dosis wordt dan, na toevoeging van de achtergrondblootstelling, getoetst aan een TDI. Deze toetsing (totale dosis/TDI) levert de risico-index op. Wanneer deze groter is dan 1, is er sprake van een risico.

De concentraties in de contactmedia worden in het blootstellingsmodel berekend op basis van concentraties in de grond of het grondwater. Indien metingen voor handen zijn, kunnen deze mee ingebracht worden in het model zodat een meer accurate blootstelling kan worden berekend.

3.2.2. toetsing van resultaten met Vlier-Humaan

Om een inschatting te maken van mogelijke humane risico's op baggergronden werden bestaande meetgegevens getoetst aan vlier-Humaan. Grosso modo kunnen we voor baggerstorten spreken van een homogene verontreiniging. Voor homogene verontreinigingen worden gemiddelde concentraties gebruikt in Vlier-Humaan. Om het risico in een worst case-benadering te schatten, kan echter ook voor homogene verontreinigingen gebruik gemaakt worden van de maximale concentraties. De volgende gevallen werden bestudeerd aan de hand van Vlier-Humaan:

- gemiddelde concentraties van cadmium, zink, chroom en lood voor baggergronden langs de Leie
- 95^e percentiel van concentraties voor baggergronden langs de Leie
- 95^e percentiel voor alle recente baggerstorten (1975-1995)
- een concrete situatie: een stortterrein ZWI3 op eilandje in Zwijnaarde. Voor deze situatie waren gewasanalyses van maïs voor handen. Deze zijn dan ook verwerkt in het model.

Bij onderstaande oefening dient echter duidelijk gesteld te worden dat Vlier-Humaan slechts een model is waarmee enkel een indicatie van het humaan risico kan worden bekomen. Uiteindelijk zijn op het terrein uitgevoerde testen (zoals gewasanalyses) de beste indicatie.

3.2.2.1. Toetsing aan landbouwgebied

Vlier-Humaan maakt een onderscheid tussen verschillende standaard bodemgebruiken: landbouwactiviteit, woongebied, dagrecreatie, verblijfsrecreatie, industrie lichte activiteit en industrie zware activiteit. Voor elk bodemgebruik zijn de blootstellingsparameters standaard ingesteld. Het voornaamste bodemgebruik van baggergronden is natuurgebied, akker en weiland. Voor de toetsing aan Vlier-Humaan werd daarom het bodemgebruik 'landbouwactiviteit' gebruikt.

In eerste instanties werden de concentraties getoetst aan het standaard bodemgebruik, zoals gedefinieerd in Vlier-Humaan. Dit leverde voor de 4 zware metalen een hoge risico-index op (totale dosis/TDI; zie tabel 3.1.): tot 56,9 voor cadmium, tot 7,68 voor zink, tot 11,2 voor chroom en tot 5,32 voor lood. De voornaamste blootstellingswegen zijn het verbruik van drinkwater en groenten.

Op de meeste baggergronden kan het humaan verbruik van drinkwater echter uitgesloten worden. Daarom werd een meer realistisch bodemgebruik gedefinieerd. Zo werden alle blootstellingswegen die te linken zijn aan permanente bewoning uitgeschakeld: inhalatie binnenlucht, verbruik van drinkwater, inhalatie damp bij douchen, dermaal contact bij douchen, dermaal contact bij baden. Bij dit meer realistisch bodemgebruik werden nog steeds hoge risico-indexen aangetroffen voor de zware metalen cadmium (RI tot 31) en chroom (RI tot 4,55), zij het lager dan bij het standaard bodemgebruik van Vlier-Humaan. Verbruik van groenten en vlees bleken nu de grootste blootstellingswegen te zijn.

Als laatste stap werd via dit model eveneens nagegaan wat het risico zou zijn indien er geen humane consumptie zou zijn van gewassen. Enkel voor chroom werd een risico-index boven 1 bekomen met als voornaamste blootstellingsweg de opname van vlees. Dit wijst erop dat het humane risico als gevolg van de verontreiniging op baggergronden gevoelig kan verminderd worden door een juiste teeltkeuze. Op basis van deze modelmatige benadering kan als eerste advies gesteld worden dat teelten voor directe menselijke consumptie af te raden zijn. Voor teelten voor indirecte menselijke consumptie (voedergewassen) worden geen problemen verwacht op voorwaarde dat de voedernormen gerespecteerd worden.

3.2.2.2. Toetsing aan recreatiegebied

De vraag werd eveneens gesteld of er een potentieel humaan risico uitgaat van de verontreiniging indien de baggergronden zouden gebruikt worden als recreatiegebied. Hiervoor werd gebruik gemaakt van het standaard bodemgebruik uit Vlier-Humaan, dat goed overeen bleek te komen met een mogelijke situatie op het terrein. Enkel in een worst case scenario werd voor chroom een risico-index > 1 bekomen.

3.2.3. besluit humaan risico

Hoewel Vlier-Humaan slechts een indicatie geeft van het humaan risico, is het duidelijk dat een humaan risico niet kan worden uitgesloten op baggergronden die gebruikt worden als weide of akker. Indien baggergronden gebruikt worden als recreatieterrein, geeft Vlier Humaan enkel een risico aan in worst case scenario's. Niettemin dient hier eveneens rekening mee gehouden te worden bij bijvoorbeeld inrichting van baggerstortplaatsen als recreatiedomein.

Op basis van modelmatige berekeningen blijkt dat humane consumptie van gewassen het humaan risico gevoelig verhoogt. Ook indien humane consumptie van gewassen wordt uitgesloten, is een risico echter niet uit te sluiten. Dit blijkt ten eerste uit de berekeningen van Vlier-Humaan. Ten tweede zijn er in kader van het onderzoek door het IBW gewasanalyses uitgevoerd. Voor bepaalde gewassen zijn de Europese normen voor veevoeder overschreden. Op basis hiervan wordt afgeraden om op verontreinigde baggergronden gewassen te telen voor directe humane consumptie. Teelt van voedergewassen kan wel mits de voedernormen niet worden overschreden.

In de noorderkempen is reeds uitvoerig onderzoek uitgevoerd naar opname van zware metalen via gewassen en vlees. Hieruit bleek onder andere dat opname van metalen via vlees kan vermeden worden indien ingewanden en het vlees van oudere dieren niet worden geconsumeerd.

Tabel 3.1. Normtoetsing TDI voor verschillende situaties

standaard bodemgebruik landbouwgebied				
	situatie 1	situatie 2	situatie 3	concreet
Cd	13,4	n.d.	n.d.	56,9
Zn	6,56	n.d.	n.d.	7,68
Cr	2,74	n.d.	n.d.	11,2
Pb	11,7	n.d.	n.d.	5,32

aangepast bodemgebruik landbouwgebied 1				
<u>aanpassing:</u> geen bewoning, dus geen verbruik drinkwater				
	situatie 1	situatie 2	situatie 3	concreet
Cd	2,75	5,44	7,94	31
Zn	0,51	0,75	0,89	1,63
Cr	1,06	1,43	4,55	2,9
Pb	1,21	1,68	1,68	0,63

aangepast bodemgebruik landbouwgebied 1				
<u>aanpassing</u> humane consumptie van gewassen verwijderd				
	situatie 1	situatie 2	situatie 3	concreet
Cd	0,28	0,42	0,55	n.d.
Zn	0,28	0,32	0,35	n.d.
Cr	0,73	0,84	1,72	n.d.
Pb	0,34	0,51	0,44	n.d.

standaard bodemgebruik recreatiegebied				
	situatie 1	situatie 2	situatie 3	concreet
Cd	n.d.	0,21	0,24	n.d.
Zn	n.d.	0,21	0,21	n.d.
Cr	n.d.	0,92	2,13	n.d.
Pb	n.d.	0,68	0,68	n.d.

Situatie 1 gemiddelde concentraties voor de baggergronden langs de Leie
situatie 2: 95e percentiel van concentraties voor de baggergronden langs de Leie
situatie 3: 95e percentiel voor alle recente baggerstortterreinen (1975-1995)
concrete situatie: stortterrein ZWI3 op eilandje in Zwijnaarde

3.2.4. Inschatting van het verspreidingsrisico

Naast het humane en ecologische risico dat kan uitgaan van een bodemverontreiniging, dient eveneens rekening gehouden te worden met het verspreidingsrisico. Een verontreiniging kan zich verspreiden via verschillende routes:

- De verontreiniging kan uitlogen naar het grondwater en daar in opgeloste vorm met het grondwater mee migreren
- De verontreiniging kan adsorberen aan de vaste fase en zich via verwaaiing van bodemdeeltjes verspreiden.
- De verontreiniging kan uitdampen en zich via de bodemlucht verspreiden. Dit zal voornamelijk gebeuren bij vluchtige stoffen

In de praktijk kan gesteld worden dat de belangrijkste verspreidingsroute via de waterfase is. Dit is het gevolg van redelijk goede oplosbaarheid van vele stoffen en van een relatief snelle grondwaterstroming. Hoewel door de klei- en kalkrijke samenstelling van baggerspecie uitloging van zware metalen niet snel te verwachten is, blijkt uit verschillende bodemonderzoeken toch dat geregeld verhoogde waarden voor voornamelijk arseen worden aangetroffen in het grondwater.

Bij akkerbouw echter kunnen verontreinigde bodemdeeltjes zich ook verspreiden door erosie of bij de oogst van bepaalde gewassen (bijvoorbeeld suikerbieten).

Een inschatting van het verspreidingsrisico gebeurt door de verspreidingsnelheid van de verontreiniging te berekenen. Dit gebeurt aan de hand van enkele eenvoudige formules. De transportsnelheid van een pollutant kan vervolgens worden berekend door de grondwatersnelheid te delen door de retardatiefactor, een stofafhankelijke parameter.

Eens geweten is hoe snel de verontreiniging zich zal verspreiden, dient er verder rekening gehouden te worden met de receptoren in de omgeving die hinder kunnen ondervinden van de verontreiniging (vb. grondwaterwinning), het risico dat dieper grondwater wordt aangetast, de tijd die nodig is om een bepaalde receptor te bereiken, de bestemming van de omliggende terreinen ...

3.3. Basismodel voor ecotoxicologische risicobeoordeling

Basisdocumenten voor het opstellen van de richtlijnen zijn: de visietekst van het CSTEE (visie van de wetenschappelijke commissie over toxiciteit, ecotoxiciteit en het milieu van de Europese commissie over de beschikbare wetenschappelijke benaderingen om de potentiële effecten en risico's van chemische stoffen in het terrestrisch ecosysteem te bepalen (Europese Commissie, 2000)), en een basisdocument over de risicobeoordeling van chemische stoffen (van Leeuwen & Hermens, 1995). De structuur van de risicobeoordeling (Fig. 3.1.) verloopt volgens de stappen blootstellingsevaluatie, effectevaluatie, risicotuetsing, risicoclassificatie, risicoreductie en monitoring. Het aspect 'risicoreductie' wordt uitgebreid besproken in Fase 2B: Afwegingskader voor mogelijke oplossingen. Bij elke stap worden de aandachtspunten en kritische factoren geselecteerd die bij de evaluatie in rekening moeten gebracht worden.

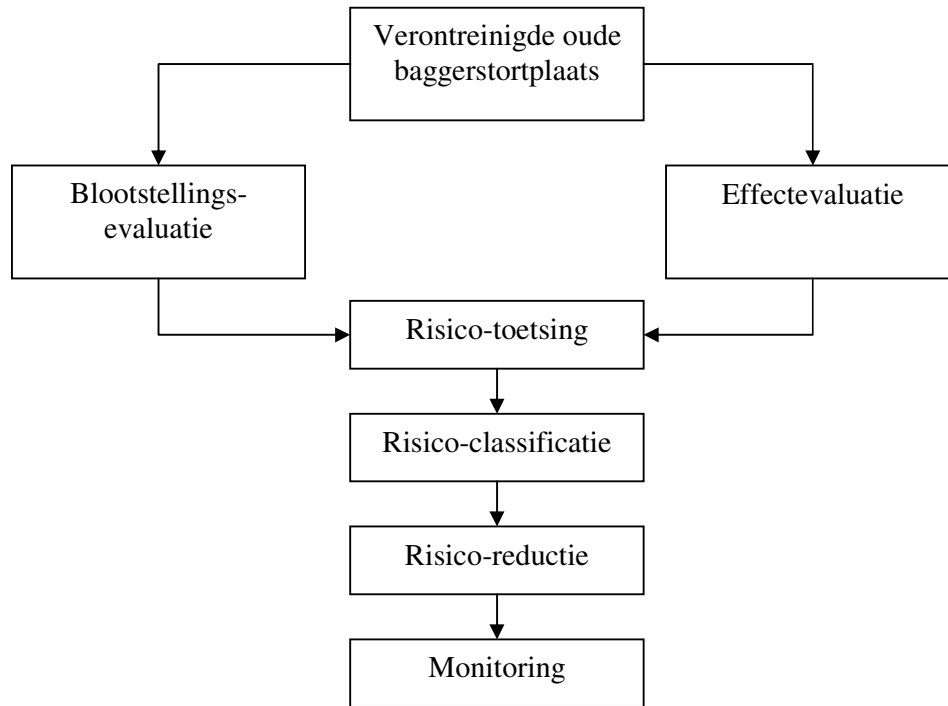


Fig. 3.1. Basismodel ecologische risicobeoordeling

In Bijlage 5 en 6 wordt een samenvatting gegeven van een literatuurstudie over de blootstellings- en effectevaluatie bij oude baggerstortplaatsen en vergelijkbare situaties. In Bijlage 9 wordt een samenvatting gegeven van het onderzoek rond oude baggerstortplaatsen uitgevoerd aan het IBW.

3.4. Richtlijnen voor de ecologische risicobeoordeling

Deze richtlijnen werden opgesteld voor de beoordeling van ecologische risico's bij bestaande oude baggerstortplaatsen. De richtlijnen kunnen ook toegepast worden voor een geplande situatie (bijv. verandering van het landgebruik) mits gebruik van de resultaten van vergelijkbare oude baggerstortplaatsen.

De evaluatie gaat uit van het vermijden van toxische effecten voor algemeen voorkomende planten- en diersoorten. Bij mogelijke bescherming van rode lijstsoorten in of op een baggergrond is een heel specifieke beoordeling nodig, na afweging van het limiterend effect van de metaalverontreiniging versus andere factoren.

We richten ons hier op de beoordeling van de biobeschikbaarheid vanuit het standpunt van de ecologische risicobeoordeling. Per landgebruik worden de relevante compartimenten beschouwd. In een eerste fase komen de direct meetbare compartimenten (planten, strooisel, regenwormen) aan bod. Deze metingen van directe blootstelling vormen de basis voor exploratieve berekeningen voor indirecte blootstelling. Een overzicht van de evaluatie wordt in Fig. 3.2. gegeven.

Naast deze ecologische risicobeoordeling dient het verspreidingsrisico (o.a. de grondwaterkwaliteit) en de risico's voor het vee en humane risico's afzonderlijk beoordeeld te worden. Belangrijke factoren voor het grondwater zijn:

- overschrijding van de bodemsaneringsnorm voor het grondwater
- aanwezigheid van een gereduceerde sedimentlaag in het bodemprofiel

Humane risico's zijn relevant voor akker- en weiland (opname van metalen in voedingsgewassen) en in mindere mate voor de andere vegetatiecategorieën (recreatie). Voor de voedingsgewassen zijn er normen voor Cd, Pb en Hg beschikbaar. Risico's voor het vee zijn relevant voor weiland en natuurgebieden met een begrazingsbeheer. Niet alleen plantenconcentraties zijn belangrijk voor de risicobeoordeling bij begrazing of bij akkerbouw. Bij akkerbouw moet het effect van de export van bodemmateriaal bij de oogst buiten het perceel beoordeeld worden. Bij begrazing wordt samen met het plantenmateriaal ook een hoeveelheid bodempartikels opgenomen.

3.4.1. Bodem

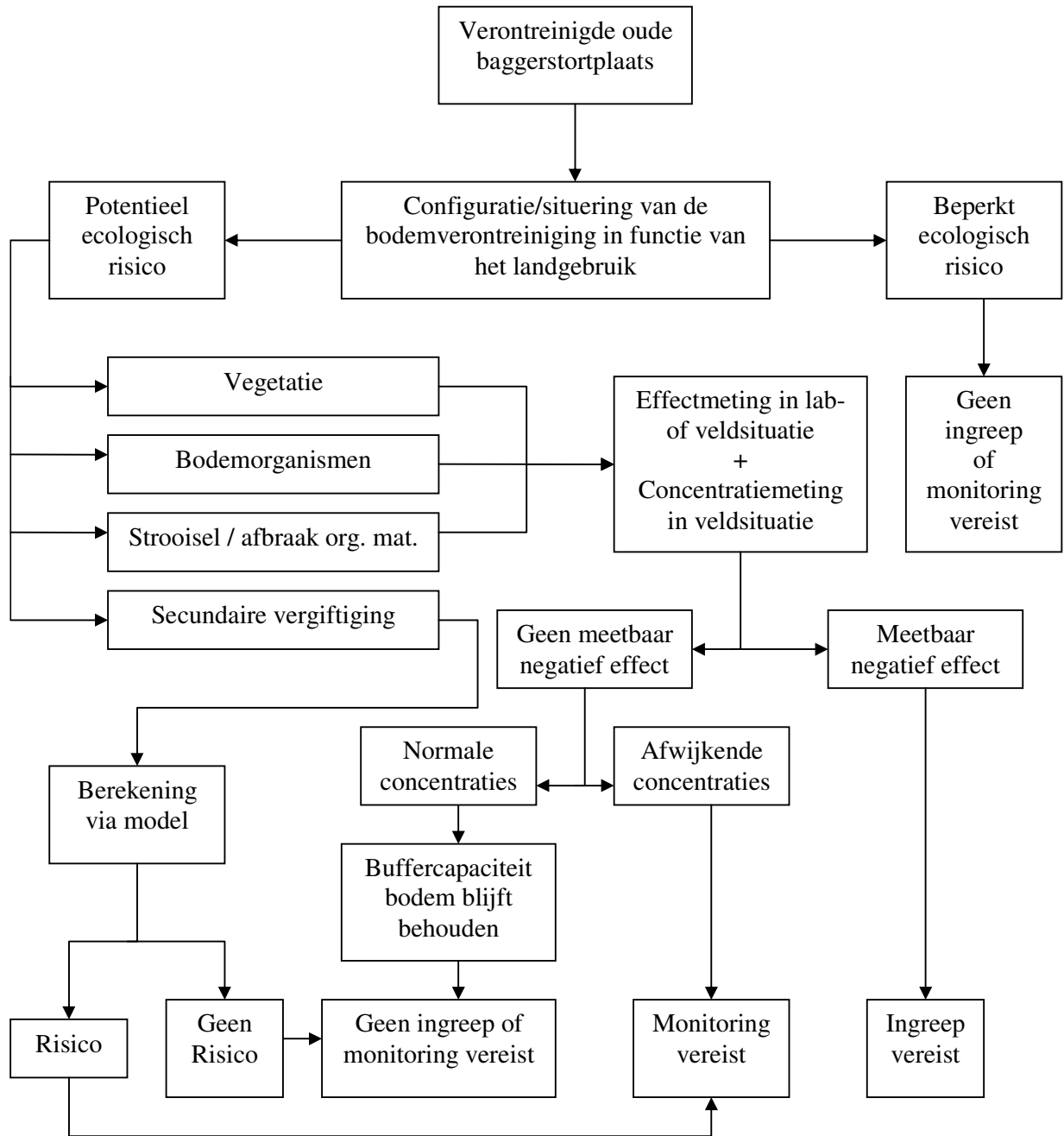
Het meten van poriënwaterconcentraties en het gebruik van enkelvoudige extracties om de biobeschikbaarheid te voorspellen en beoordelen heeft minder zin voor kalkrijke baggerstortplaatsen. De samenstelling van het plantencompartiment heeft een zeer grote invloed op de biobeschikbaarheid van metalen voor de hogere trofische niveaus. De invloed van de plantensoortensamenstelling op de biobeschikbaarheid kan niet op basis van poriënwaterconcentraties en enkelvoudige extracties voorspeld worden. We stellen voor om daarom enkel de totale bodemconcentraties te meten. Poriënwaterconcentraties kunnen wel relevant zijn om de blootstelling van herbivore en detrivore organismen te beoordelen (Hobbelen et al., 2004).

3.4.1.1. Stappen

- Bemonstering
- Metingen op het terrein
- beschrijving van bodemopbouw (o.a. diepte van gereduceerde sedimentlagen) en eerste categorisering van het vegetatietype
- Bodemanalyses: standaardpakket, aangevuld met beschrijvende bodemeigenschappen (organische stof, klei, pH, CaCO₃, eventueel ook EC, P en S)

De kritische factoren voor het compartiment bodem zijn:

- overschrijding van de bodemsaneringsnorm voor het vaste deel van de bodem
- voldoen aan typische eigenschappen voor baggerstortplaatsen, met als belangrijkste criterium een CaCO₃-gehalte hoger dan 3% (zie ook Vandecasteele et al., 2001).
- diepte van de verontreinigde laag: effect op plantopname, concentraties in bodemorganismen, en effect op strooiselkwaliteit via bodemcontact
- duur van de overstroming tijdens het groeiseizoen



Figuur 3.2. Schema voor de ecologische risicobeoordeling van verontreinigde oude baggerstortplaatsen.

3.4.1.2. Aanpak

Een representatieve bemonstering laat toe om op basis van de kritische factoren te bepalen bij welke terreinen er een verhoogde biobeschikbaarheid verwacht kan worden en waar een ecologische risicobeoordeling gewenst is. Hiervoor is er een eerste categorisering van de vegetatie of beplanting in 7 categorieën nodig:

- Akker
- Weiland
- Hooiland
- Wilgenbos (zachthoutoobos)
- Populierenaanplanting
- Bosaanplanting of verbossing zonder wilg of populier
- Open vegetatie (Eventueel verdere typering van vegetatie, bijv. via BWK-eenheden of natuurtypen)

3.4.1.3. Evaluatie

Een ecologische risicobeoordeling voor een historische bodemverontreiniging is enkel nodig als er een ernstige aanwijzing is dat deze bodemverontreiniging een ernstige bedreiging vormt. Voor oude baggerstortplaatsen kan als richtlijn gehanteerd worden dat een ecologische risicobeoordeling dient te gebeuren als de bodemsaneringsnorm voor het vaste deel van de aarde voor het bestemmingstype overschreden wordt, en als de verontreinigde laag zich minder diep dan 150 cm bevindt voor wilgenbossen en populierenaanplantingen, of minder diep dan 40 cm voor de andere vegetatiecategorieën. Indien de bodems overstroomd zijn tijdens het volledige groeiseizoen en deze overstrooming jaarlijks terugkeert, kan de situatie in bepaalde gevallen ook als veilig beschouwd worden (Tabel 3.2). De te bemonsteren compartimenten zijn afhankelijk van het landgebruik (Tabel 3.3).

Tabel 3.2. Situaties waarin een ecologische risicobeoordeling vereist is

Landgebruik	Vast deel bodem	Diepte van de verontreinigde laag	Aantal weken met aërobe bodemomstandigheden
akker	normoverschrijding	< 40 cm	niet van toepassing
weiland	normoverschrijding	< 40 cm	niet van toepassing
wilgenbos (zachthoutoobossen)	normoverschrijding	< 150 cm	> 4
populierenaanplanting	normoverschrijding	< 150 cm	> 4
bosaanplanting/verbossing zonder wilg of populier	normoverschrijding	< 40 cm	niet van toepassing
hooiland	normoverschrijding	< 40 cm	niet van toepassing
open vegetatie	normoverschrijding	< 40 cm	> 4

Tabel 3.3. Compartimenten die te bemonsteren (x) of modelmatig te berekenen (M) zijn bij een ecologische risicobeoordeling van baggerstortplaatsen

Landgebruik	planten	regenwormen	secundaire vergiftiging	strooisel
akker	x	x	?	
weiland		x	M	
wilgenbos (zachthoutoobossen)	x	x	M	x
populierenaanplanting	x	x	M	x
bosaanplanting/verbossing zonder wilg of populier	x	x	M	x
hooiland		x	M	
open vegetatie	x	x	M	?

3.4.2. Planten/bladeren

Het plantencompartiment bepalen grotendeels de metaalconcentraties in de vegetatie en het strooisel en beïnvloedt de blootstelling van herbivore en detrivore organismen aan metalen. De kritische factoren voor deze schakel zijn:

- vegetatietype, gewaskeuze of plantensoortensamenstelling
- diepte van de verontreinigde laag: effect op plantopname, concentraties in bodemorganismen, en effect op strooiselkwaliteit via bodemcontact

3.4.2.1. Stappen

- Blad- en plantstaalnames
- beschrijving van de gezondheidstoestand van het plantencompartiment
- bijkomende beschrijving (vegetatietype, bedekking, samenstelling, ...) van het plantencompartiment
- analyses op (selectie van) metalen
- interpretatie

3.4.2.2. Aanpak

We stellen de volgende richtlijnen voor voor de staalname van het plantencompartiment:

- bij bomen en struiken worden de bladeren bemonsterd, ook bij maïs worden de bladeren bemonsterd. Bij andere soorten worden de bovengrondse plantendelen als één geheel bemonsterd.
- Bij akkers met een regelmatige afwisseling van gewassen dienen gegevens voor de verschillende gewassen verzameld te worden
- Bij vegetaties met een heterogene samenstelling dienen de dominante soorten afzonderlijk bemonsterd te worden, met een schatting van hun relatief aandeel
- Bij maaibeheer kunnen mengmonsters van het maaisel gebruikt worden
- Bij verschillende vegetatietypes wordt 0.25 ha als de minimale te bemonsteren eenheid beschouwd
- Bemonstering is niet relevant voor weiland en hooiland: grassen op kalkrijke bodems hebben een lage opname van metalen.
- Ook voor andere soorten dient uitgegaan te worden van de bestaande soortenkennis rond metaalopname, bijv. vlier, grote brandnetel (zie Bijlage 5, punt 3.2.)

De optimale bemonsteringsperiode is de tweede helft van augustus. Bij maaibeheer dient de staalname van het maaisel op het moment van het maaien te gebeuren. De plantenstalen dienen op een relevante selectie van metalen geanalyseerd te worden op basis van bestaande kennis over plantensoorten en concentraties in de bodem. Voor kalkrijke baggerstortplaatsen zijn Cd en Zn de meest relevante metalen.

3.4.2.3. Evaluatie

De evaluatiecriteria voor het plantencompartiment zijn afhankelijk van het landgebruik (Tabel 3.4).

- wettelijk kader: normen voor voeder- en voedingsgewassen
- Andere plantensoorten: evaluatie op basis van normale, verhoogde en afwijkende concentraties specifiek voor de bemonsterde plantensoort. Dit vereist soortspecifieke kennis van de normale spreiding van metaalconcentraties bij niet-gecontamineerde bodems
- Evaluatie op basis van toxische concentraties voor de plant zelf of voor hun consumenten indien soortspecifieke gegevens beschikbaar zijn (bijv. bij begrazingsbeheer op stortplaatsen met veel wilg).

Normale, verhoogde en afwijkende bladconcentraties worden per soort gedefinieerd op basis van de boxplot van bladgegevens voor referentiebodems. Uitbijters ('outliers') in de boxplot worden buiten beschouwing gelaten. De spreiding tussen de minimum en de maximum waarde wordt beschouwd als de normale spreiding van bladconcentraties in Vlaanderen. De verhoogde gehalten worden gedefinieerd als de maximum waarde verhoogd met drie keer de lengte van de boxplot (de interkwartiel waarde), en alle concentraties boven de bovengrens van de verhoogde waarden worden als afwijkend beschouwd. Bij verhoogde concentraties is voorzichtigheid geboden (opvolging van het compartiment over langere tijdsintervallen), bij afwijkende concentraties dienen milderende maatregelen overwogen te worden.

Tabel 3.4. Evaluatiecriteria en te meten metalen in het plantencompartiment in functie van het landgebruik

Landgebruik	plantconcentraties	evaluatie
akker	Cd, Zn	norm voeder- en voedingsgewassen, normale/verhoogde/afwijkende concentraties
weiland		
wilgenbos (zachthoutoibossen)	Cd, Zn	normale/verhoogde/afwijkende concentraties
populierenaanplanting	Cd, Zn	normale/verhoogde/afwijkende concentraties
bosaanplanting/verbossing zonder wilg of populier	Cd, Zn	normale/verhoogde/afwijkende concentraties
hooiland	Cd, Zn, Cr, Cu, Pb	norm voor maaisel?
open vegetatie	Cd, Zn	normale/verhoogde/afwijkende concentraties

3.4.3. Bodeminvertebraten: regenwormen

Voor de baggerstortplaatsen stellen we voor om te werken met een terreinspecifieke bemonstering van de regenwormbiomassa en bepaling van interne metaalconcentraties in dominante regenwormsoorten. Vooral *Lumbricus rubellus* is een soort die dominant aanwezig is op alluviale bodems en baggerstortplaatsen. Het is een sleutelsoort waarvoor heel wat ecotoxicologische informatie beschikbaar is. Anderzijds is de anekische soort *Lumbricus terrestris* ook een interessante soort: het duurt vrij lang voor deze soort nieuwe gronden (o.a. baggerstortplaatsen) kan koloniseren. Het duurt dus meerdere jaren voor we in veldsituaties kunnen bepalen of deze ecologisch belangrijke soort al dan niet negatieve effecten ondervindt van de bodemverontreiniging.

Twee alternatieven voor deze werkwijze zijn:

- een ecotoxiciteitstest met *L. terrestris* of *L. rubellus* met als eindpunt groei en coconproductie
- interpretatie van de bestaande toxicologische gegevens voor *L. rubellus* op basis van de omrekening naar totale bodemconcentraties (zie literatuuroverzicht in Hobbelen et al. (2004)). Enkel resultaten voor

representatieve bodems (neutrale, kalkrijke bodems met een hoog klei- en organische stofgehalte) worden hiervoor gebruikt.

Kritische factoren zijn:

- totale bodemconcentraties: in eerste instantie laat de totale bodemconcentratie toe om een inschatting te maken van de metaalopname door regenwormen en de eventuele toxische effecten
- kolonisatie door regenwormen: baggerstortplaatsen kunnen beschouwd worden als jonge bodems. Het duurt vrij lang voor bepaalde groepen organismen met een geringe mobiliteit (bijvoorbeeld regenwormen) deze terreinen kunnen koloniseren. Het niet of beperkt aanwezig zijn van regenwormen (zowel voor wat aantallen als wat soorten betreft) kan wijzen op toxische effecten, maar kan ook het gevolg zijn van de trage kolonisatie.

3.4.3.1. Stappen

- Regenwormbiomassabepaling
- Bepalen soortensamenstelling, populatiekenmerken
- Afzonderlijke bemonstering dominante soorten voor analyse

3.4.3.2. Aanpak

De regenwormbiomassa en de interne metaalconcentraties zijn relevant voor zowel de bodeminvertebraten zelf en hun functie in de bodem, als voor het risico op secundaire vergiftiging. De optimale bemonsteringsperiode is oktober-november. De bemonsteringsmethode wordt uitgebreid beschreven in Vandecasteele et al. (2003a, Hoofdstuk 1). Als alternatief voor de formolextractie kan de extractie met een waterige oplossing van mosterdpoeder als milieuvriendelijker alternatief gebruikt worden.

3.4.3.3. Evaluatie

- normale, verhoogde en afwijkende interne metaalconcentraties in regenwormen (zie literatuuroverzicht in Hobbelen et al. (2004)). Deze beoordeling is enkel relevant voor elementen waarvoor een gewijzigde blootstelling resulteert in een verandering van lichaamsconcentraties. Vooral de beoordeling van de interne Cd-concentraties is hier relevant.
- Normale/afwijkende regenwormbiomassa en – populatie: regenwormbiomassa en populatiekenmerken beoordelen na correctie voor bodemeigenschappen en eventueel kolonisatie-effecten

Concreet stellen we voor om de factoren oppervlakte en regenwormbiomassa in rekening te brengen. Wanneer de oppervlakte van de verontreiniging beperkt, of wanneer de regenwormbiomassa op de baggerstortplaats veel lager is (bijvoorbeeld slechts 25%) dan voor het omliggende gebied, dan dient enkel rekening gehouden te worden met de toxische effecten voor de regenwormen zelf. In dit geval dient enkel de interne metaalconcentratie beoordeeld te worden, bijv. de interne concentratie ligt lager dan 1000 mg Zn/ kg DS worm, 40 mg Cu/kg DS worm en 100 mg Cd/kg DS worm.

Bij ecologisch waardevolle gebieden kan van deze regels afgestapt worden, als zou blijken dat vooral de verontreiniging zou leiden tot een lagere regenwormbiomassa en dus een lagere voedselbeschikbaarheid.

3.4.4. Herbivore, detrivore en carnivore invertebraten en vertebraten

Vegetatietype, gewaskeuze of plantensoortensamenstelling is de kritische factor want het bepaalt grotendeels de metaalconcentraties in de vegetatie en strooisel, en dus ook de blootstelling van herbivore, detrivore en carnivore organismen aan metalen. Een gerichte planten- en strooiselbemonstering zal dus reeds een goed beeld geven van de metaalbeschikbaarheid voor deze organismen.

Bijkomende locatiespecifieke staalnames en metingen zullen echter vrij complex zijn. De metaalbeschikbaarheid in nieren en lever van muizen is een interessante bio-indicator voor metaalbeschikbaarheid, omdat de muizen een geïntegreerd idee geven van de metaalbeschikbaarheid over een groter deel van het ecosysteem. De representatieve oppervlakte is afhankelijk van de territoriumgrootte van de muizensoorten. We stellen voor om een algemene studie over de metaalbiobeschikbaarheid voor bepaalde muizensoorten op een aantal proefsites met een voldoende grote oppervlakte (> 4 ha) uit te voeren.

3.4.5. Indirecte blootstelling: biomagnificatie en secundaire vergiftiging

De indirecte blootstelling wordt modelmatig beoordeeld. Hierbij dient er vooral aandacht te gaan naar Cd. Het model is gebaseerd op een vereenvoudigd voedselweb van steenuil. Deze soort komt vrij veel voor in alluviale gebieden en is dus geschikt voor de risicobeoordeling van oude baggerstortplaatsen.

3.4.5.1. Stappen

- doelsoorten bepalen (enkel residente soorten), en voor de doelsoorten de relevante territoriumgrootte ('home range') bepalen.
- Voor de doelsoorten: verhouding territorium versus oppervlakte van de verontreiniging afwegen (bijv. steenuil: straal territorium 90 m => opp. = 2.55 ha, straal 200 m => opp. = 19.6 ha) en categorisering (bijv. voor steenuil: terreinen kleiner dan 2 ha = zeer laag risico, terreinen kleiner dan 10 ha = laag risico, terreinen groter dan 10 ha = risicoberekening met model)
- Toepassen van het model zoals voorgesteld door Kooistra et al. (2001), maar mits aanpassing voor het plantencompartiment en mits aanpassing van toelaatbare concentraties in lever en nieren van de predator.

3.4.5.2. Aanpak

Het model wordt beschreven in Bijlage 11. Het model dient aangepast te worden voor het effect van het plantencompartiment, en voor het effect van een ongelijke spreiding van organismen (bijvoorbeeld een lagere regenwormbiomassa op baggerstortplaatsen in vergelijking met de omringende alluviale bodems).

3.4.5.3. Evaluatie

Een risicoquotiënt hoger dan 100% is een eerste indicatie voor eventuele effecten, m.a.w. het geeft een waarschuwing. Gerichte opvolging is dan aangewezen.

3.4.6. Strooisel en bodemprocessen

Het strooiselcompartiment is een belangrijke indicator voor het ecosysteem omdat de strooiselafbraaksnelheid negatief beïnvloed kan worden door hoge metaalconcentraties in de bladeren of in de bodem. Strooiselafbraak is ecologisch gezien een belangrijk proces omdat het de nutriënten die vastgelegd werden in de bladeren, terug beschikbaar maakt. Situaties waarbij het strooisel langer dan een jaar nodig heeft om af te breken, kunnen leiden tot strooiselaccumulatie door de interactie met de jaarlijks optredende bladval.

Als alternatief voor strooiselbemonstering (bijv. bij vegetatietypes waar strooiselbemonstering niet relevant is) kan het gebruik van de Bait-lamina test of het meten van cellulosedecompositie om de bodemactiviteit te beoordelen. De bait lamina test begroot de bodemactiviteit aan de hand van het verdwijnen van een voedingssubstraat uit de holtes in plastic latjes met een lengte van 16 cm die verticaal in de bodem gebracht worden gedurende een bepaalde tijd. De afbraak van cellulose onder vorm van filterpapier wordt zowel getest in als op de bodem, door het aanbrengen van filterschijven op het bodemoppervlak, en ploofilters in de bodem.

3.4.6.1. Stappen

- strooiseltypering
- strooiselbemonstering: bepalen van de strooiselbiomassa
- metaalanalyse bij strooisel
- bij herhaling van de strooiselbemonstering na 6 maand: bepalen van de strooiselafbraaksnelheid en evolutie van de strooiselconcentraties
- bepaling bodemprocessen op locaties zonder stroosiellaag: gebruik bait-lamina test of cellulosedecompositie

3.4.2. Aanpak

Strooiselbemonstering is enkel relevant bij wilgenbossen, populierenaanplantingen en andere bosaanplantingen. Bij open vegetatietypes kan de accumulatie van plantenmateriaal een indicatie geven van negatieve effecten, maar hier dient eerst nog onderzoek naar de haalbaarheid en de methodiek van strooiselbemonstering te gebeuren.

Het gebruik van herhaalde bemonstering met een interval van 6 maand (eerste bemonstering in herfst of winter, tweede bemonstering in lente of zomer) geeft informatie over strooiselhoeveelheden, -concentraties, -afbraaksnelheden en -accumulatie, en de evolutie van de metaalhoeveelheid in dit compartiment. Een beperkter alternatief is de strooiselbemonstering in de lente of de zomer. Dit laat een algemene beoordeling van strooiselhoeveelheid en -concentraties toe.

De optimale periode voor strooiselbemonstering is december + juni of februari + augustus bij herhaalde bemonstering of juni-augustus voor een éénmalige bemonstering. De staalnameperiode dient bij consensus verder gedetailleerd te worden. De bemonsteringsmethode wordt uitgebreid beschreven in Vandecasteele et al. (2003a, Hoofdstuk 2). In de mate van het mogelijke dient er ook een gelijkaardig bostype op een niet-gecontamineerde bodem bemonsterd te worden, tenzij er voldoende referentiegegevens beschikbaar zijn.

Bij het gebruik van de bait-lamina test of de cellulose-decompositie moeten één of meerdere referentiebodems mee bemonsterd worden.

3.4.6.3. Evaluatie

- strooisel: beoordeling via wettelijk kader
- strooisel: normale, verhoogde en afwijkende metaalconcentraties
- strooiselafbraak: normale, vertraagde, sterk vertraagde decompositie
- bait-lamina test of cellulose-decompositie: Normale, vertraagde, sterk vertraagde decompositie in vergelijking met gelijktijdig bemonsterde referentiebodems

3.5. Risicotoetsing

Bij een generieke risicobeoordeling wordt het risico-quotiënt bepaald als de verhouding van de voorspelde milieuconcentratie (predicted environmental concentration PEC) t.o.v. de hoogste concentratie waarbij nog geen effect optreedt (predicted no effect concentration PNEC). Wanneer het quotiënt hoger is dan 1, dan is er een reëel risico. Het risicoquotiënt PEC/PNEC wordt bij de locatiespecifieke risicobeoordeling van baggerstortplaatsen vervangen door EC/PNEC, waarbij EC de effectief gemeten milieuconcentratie (environmental concentration) aangeeft.

De PNEC kan sterk variëren op basis van het soort effect. Om hier het risicoquotiënt te kunnen berekenen, ontbreken meestal betrouwbare gegevens. Verhoogde concentraties in een bepaald trofisch niveau betekenen een verhoogde blootstelling van het hogere trofische niveau. PEC en PNEC-waarden voor bijv. secundaire vergiftiging zijn moeilijk te meten. Bij het ontbreken van betrouwbare PNEC-waarden voor het beschouwde milieucompartiment zal de gemeten concentratie afgewogen worden t.o.v. normale concentraties voor de beschouwde soort of het beschouwde compartiment in een niet-gecontamineerde omgeving. Deze praktische benadering is eerder streng en zal hier verder niet gebruikt worden voor de ecologische risicobeoordeling van oude baggerstortplaatsen.

De biobeschikbaarheid voor planten wordt meestal berekend als het product van de PEC voor de bodem en de bio-accumulatiefactor (BAF) voor de plant ($PEC_{plant} = PEC_{soil} \times BAF_{plants}$). Een nadeel van deze benadering is dat er geen rekening gehouden wordt met (1) depositie van polluenten op het bladopp. van voedsel en met (2) biomagnificatie doorheen de voedselketen (Europese Commissie, 2000). Onder (1) valt ook effect van het bodemcontact op de strooiselkwaliteit. Deze benadering zal niet gebruikt worden bij de ecologische risicobeoordeling van oude baggerstortplaatsen.

Bij een locatiespecifieke benadering dienen bij voorkeur effectief gemeten plantenconcentraties gebruikt te worden, of dienen minstens plantspecifieke BAFs bepaald te worden. Het gebruik van algemene

BAFs voor het plantencompartiment is ten eerste af te raden vanwege de grote verschillen in metaalopname tussen plantensoorten.

Een nieuwe aanpak die door Europese Commissie (2000) voorgesteld wordt is het vergelijken van de levensgemeenschap of biocoenose op een potentieel verontreinigde site met de levensgemeenschap op een referentielocatie. Dit slaat dan vooral op de soortensamenstelling en abundantie/dominantie van bepaalde organismen. Bij oude baggerstortplaatsen stelt zich het probleem dat er een groot aantal abiotische karakteristieken zijn die het moeilijk maken om gelijkaardige situaties te vinden. Als alternatief werken we met een normaal concentratiebereik per planten- of diersoort voor de metalen.

3.6. Risicoclassificatie

Bij de beoordeling van het risico is er een groot probleem als gevolg van de ecologische complexiteit van voedselwebben. Bij de algemene risicobeoordeling is een risicoquotient groter dan 1 een indicatie dat er zich problemen kunnen voordoen met een bepaalde pollutant. Bij een locatiespecifieke evaluatie moet er al een indicatie zijn voor een effectief optredend effect om in te grijpen. In dit geval moeten ook de huidige natuurwaarden in rekening gebracht worden, m.a.w. er dient een afweging tussen milieu- en natuurdoelstellingen te gebeuren.

Het is in deze fase belangrijk om een duidelijk referentiebeeld te hebben. Bij een generieke risicobeoordeling van nieuwe bodemverontreiniging is dit bijvoorbeeld een multifunctionele bodem. Bij historische bodemverontreiniging is het belangrijk dat er duidelijke natuurtypen voorgesteld worden waartegen de ecologische risico's afgewogen kunnen worden, bijvoorbeeld voor specifieke doelsoorten/sleutelsoorten. Een natuurtype is enerzijds een bestaande toestand, maar houdt anderzijds ook een toekomstvisie in. Het geselecteerd natuurtype moet –los van de aanwezige verontreiniging- haalbaar zijn op de baggergrond, m.a.w. dient geschikt te zijn voor een eutrofe, kalkrijke bodem die meestal hoger ligt dan het omliggende alluviaal gebied.

In eerste instantie wordt de huidige situatie beoordeeld, maar in tweede instantie moeten ook de toekomstige scenario's beoordeeld worden. Relevante spontane of gerichte scenario's zijn verdroging/vernatting, bodemdecalcificatie en -verzuring, bosbeheer (bijv. dunning), ...

Bodemdecalcificatie en -verzuring zijn processen die op zeer grote tijdschalen optreden bij kalkrijke bodems. Cappuyns et al. (2004) bepaalde experimenteel voor 5 oude baggerstortplaatsen langs de Leie dat het meer dan 200 jaar zou duren vooraleer er een substantiële pH-daling in de bodem optreedt dankzij de CaCO_3 -buffer in de baggerstortplaatsen.

Hier dient ook de heterogeniteit van de baggergrond, het schaalniveau en de ecologische waarde/zeldzaamheid van individuele percelen in rekening gebracht te worden. Risicobepaling voor uitspoeling naar het grondwater dient rekening te houden met de aanwezigheid van gereduceerde sedimentlagen en de doorlatendheid van de onderliggende bodemlagen.

Onzekerheden en milderende factoren

Een aantal factoren kunnen er toe leiden dat het ecologische risico op perceelsniveau dient gemilderd te worden in een ruimere geografische context. Factoren zoals de oppervlakte van het terrein, de heterogeniteit van

de bodemverontreiniging en de diepte waarop de bodemverontreiniging zich bevindt, kunnen het risico verminderen.

Bij het inschatten van de risico's voor secundaire vergiftiging kunnen er belangrijke schaafeffecten optreden. De oppervlakte aan verontreinigde baggerstortplaatsen zal dus een belangrijke maatstaf zijn.

Daarnaast kan er een grote variabiliteit van de bodemverontreiniging optreden over korte afstand. Deze variabiliteit geldt voor de bodemconcentraties en de andere eigenschappen zoals dikte en diepte van de sedimentlaag. Dit kan een milderend effect hebben op het risico. Deze variabiliteit kan vooral groot zijn voor stortterreinen die aangelegd werden bij rechttrekkings- en verbredingswerken aan bevaarbare waterlopen: deze werken leiden tot zeer veel ophogingen met puur bodemmateriaal (wat vroeger als infrastructuurspecie omschreven werd), maar bij de rechttrekking en de verbreding kunnen kleine hoeveelheden sediment samen met grote hoeveelheden puur bodemmateriaal vermengd worden. Dit kan leiden tot zeer heterogene patronen of een dunne sedimentlaag onder het stortterrein en resulteert in verdunningseffecten. Dergelijke situaties zijn moeilijk te karakteriseren.

Voor bepaalde clusters van oude baggerstortplaatsen dient de beoordeling van de situatie enigszins gemilderd te worden in een ruimere geografische context. Voor bijvoorbeeld de clustering van oude baggerstortplaatsen rond de Zeeschelde stroomopwaarts van de Ringvaart dient ook rekening gehouden te worden met het groot sedimentprobleem (verlanding) in de Zeeschelde zelf. Hetzelfde geldt in mindere mate voor de Durme, waar er ook een groot sediment- en verlandingsprobleem is.

3.7. Risico-reductie en gebruiksbepalingen

In de richtlijnen voor ecologische risicobeoordeling wordt er aangegeven dat meetwaarden van directe veldmetingen en –bemonsteringen in het afwijkende bereik leiden tot overwegen van milderende maatregelen.

Het aspect 'risicoreductie' wordt uitgebreid besproken in Fase 2B: Afwegingskader voor mogelijke oplossingen. Mogelijke ingrepen zijn: afgraven of aanbrengen van een dunne, niet-gecontamineerde leeflaag als drastische opties, gewaskeuze bij akkerbouw, fyto-remediatie, aanplanten van een schermbos, creëren of behouden van een moerassituatie, toevoegen van additieven, ...

Deze maatregelen zijn vooral gericht op het verminderen van de metaalbeschikbaarheid. baggerstortplaatsen worden gekenmerkt door de aanwezigheid van verschillende groepen pollutanten met specifieke eigenschappen, waardoor een bepaalde ingreep soms tegenstrijdige effecten heeft. Bijv. bij het oxideren van initieel gereduceerd sediment breken de organische pollutanten sneller af, maar metalen worden tegelijkertijd mobieler.

3.8. Monitoring

Monitoring van bestaande baggerstortplaatsen levert nieuwe inzichten of kennis op, vooral over secundaire effecten en de haalbaarheid van gewenste natuurtypes. Monitoring of verdere opvolging is aangewezen wanneer de veldmetingen aangeven dat er verhoogde metaalconcentraties gemeten worden of de afbraakprocessen vertraagd verlopen. De resultaten van de ecologische risicobeoordeling bepalen de op te volgen compartimenten en organismen, en het periode tussen 2 bemonsteringen.

Monitoring kan eveneens nodig zijn als er bij een specifieke terreinsituatie een bepaalde evolutie waargenomen wordt of verondersteld wordt plaats te vinden, bijv. verdroging en verlanding.

3.9. Eerste verkennende classificatie van de clusters van oude baggerstortplaatsen op basis van ecologisch en humaan risico

Er werd een geografische clustering van oude baggerstortplaatsen vastgesteld (Fig. 1.9.), en dit leidde tot het groeperen van de stortplaatsen in 21 clusters, die op basis van oppervlakte gesorteerd werden in tabel 1.1. In tabel 3.5. worden deze clusters geordend volgens afnemend (te verwachten) ecologisch en humaan risico. Deze verkennende beoordeling is gebaseerd op de ernst en de configuratie van de bodemverontreiniging bij deze clusters, het landgebruik en het bestaan van concrete plannen voor het herinrichten van bepaalde terreinen. Deze verkennende ordening heeft enkel tot doel om gericht één of meerder clusters te kunnen selecteren voor een proefproject. De cluster 'Schipdonk' lijkt bijzonder geschikt voor een proefproject, door de aanwezigheid van verschillende landgebruiken en het aanzienlijk aandeel landbouw in het gebied.

Tabel 3.5. Verkennende ordening van clusters van verontreinigde baggerstortplaatsen langs de Boven- en Zeeschelde, de Leie, het kanaal Gent-Brugge, de Dender en de Durme volgens afnemend risico.

Gebied	Waterloop	Gemeente	Opp. (ha)	landgebruik	Configuratie of graad van bodemverontreiniging leidt tot risico	Huidig landgebruik leidt tot risico
Schipdonk	kanaal Gent-Brugge	Zomergem, Aalter, Nevele	28.9	hoofdzakelijk landbouw	ja	ja
Gentbrugse meersen + kastelensite Heusden	Zeeschelde	Gent en Destelbergen	41.8	natuurgebied	ja	ja
Scheldemeersen Merelbeke en Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent en Merelbeke	31.9	natuurgebied	ja	ja
West-Vlaamse Scheldemeersen	Bovenschelde	Avelgem	17.1	natuurgebied, landbouw	ja	ja
Brug van Semmerzake	Bovenschelde	Gavere en Nazareth	29.9	natuur- en bosgebied	ja	ja
Latemse meersen	Leie	Deinze, Sint-Martens-Latem, Gent	17.8	natuurgebied, landbouw	ja	ja
Leie/Ringvaart	Leie	Gent	12.2	natuurgebied, landbouw	ja	ja
Kalverbos	Zeeschelde	Destelbergen	10.4	natuurgebied	ja	ja
Sint-Gillis-Dendermonde	Dender	Dendermonde	7.0	bos- en natuurgebied	ja	ja
Kaandelbeekvallei	Leie	Deinze	6.1	natuurgebied	ja	ja
Kruising Kanaal Gent-Brugge met Ringvaart	kanaal Gent-Brugge	Gent, Lovendegem, Evergem	27.2	natuur- en bosgebied	?	?
Afleidingskanaal van de Leie	Leie	Deinze en Nevele	20.4	bos	?	?
Liedermeerspark	Bovenschelde	Merelbeke	15.7	park- en bosgebied	?	?
Noordkaai Menen	Leie	Menen	8.0	park en bos	?	?
Rijtmeersen Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde en Zingem	56.5	natuurgebied	nee	nee
Oude Schelde Wetteren/Schellebelle	Zeeschelde	Wetteren, Wichelen, Laarne	32.4	natuurgebied	nee	nee
eiland Zwijnaarde	Bovenschelde	Gent	23.9	industriegebied	nee	nee
Oude Schelde Appels	Zeeschelde	Dendermonde	11.7	bos	nee	nee
Noorderwal	Leie	Deinze	10.6	park en bos	nee	nee
Waasmunsterbrug	Durme	Waasmunster	7.5	natuurgebied	nee	nee
Coupure Oudenaarde	Bovenschelde	Oudenaarde	6.3	recreatiegebied	nee	nee

3.10. Besluit

De beoordeling van specifieke verontreinigingssituaties vergt een andere aanpak dan het opstellen van fysico-chemische normen voor bodem. Er werden in deze tekst richtlijnen voor de locatiespecifieke terrestrische ecologische risicobeoordeling van verontreinigde oude baggerstortplaatsen voorgesteld. In eerste instantie werd een literatuuroverzicht gegeven van onderzoek rond metaalbiobeschikbaarheid en effectevaluatie bij verontreinigde baggerstortplaatsen.

Blootstelling van herbivoren en detrivoren aan metalen is te sturen via plantensoortensamenstelling (boomsoorten- of gewaskeuze, vegetatietype). In theorie zou dit ook kunnen leiden tot een lagere blootstelling voor carnivoren. Daarnaast vormen bodeminvertebraten zoals regenwormen ook een belangrijke schakel bij het doorgeven van metalen.

Bij bos- of natuurgebieden op oude baggerstortplaatsen werden uitgesproken negatieve effecten nergens waargenomen, maar wanneer zeer specifieke habitats en/of doelsoorten nagestreefd worden, zal het limiterend effect van de metaalverontreiniging afgewogen moeten worden tegenover andere potentieel limiterende factoren. Wanneer hieruit blijkt dat metalen relatief belangrijk zijn als limiterende factor, moeten specifieke ingrepen overwogen worden.

Bij landbouwkundig gebruik dienen de bestaande normen voor voedings- en voedergewassen gerespecteerd te worden. Daarnaast moeten ook humaantoxicologische en risico's voor het vee beschouwd te worden.

Concreet stellen we voor om, afhankelijk van het landgebruik, enkel die situaties verder te onderzoeken waar er geen leeflaag voorzien is, waar de bodemconcentraties de bodemsaneringsnormen overschrijden en waar de bodem aëroob is tijdens het grootste deel van het groeiseizoen. Bij verder onderzoek wordt het plantencompartiment, de regenwormpopulatie en de strooisellaag (indien aanwezig) bemonsterd, en wordt de biobeschikbaarheid via indirecte blootstelling (secundaire vergiftiging) via een model berekend. Voor de directe concentratiemetingen op basis van bemonsteringen in het veld wordt er gewerkt met een normaal, verhoogd en afwijkend bereik t.o.v. referentiesituaties voor de blootstellingsevaluatie. Meetwaarden in het verhoogde of afwijkende bereik geven aanleiding tot verdere opvolging, terwijl waarden in het normale bereik een veilige situatie aangeven. Afwijkende effectmetingen in veldsituaties (groei en overleving van dominante plantensoorten, regenwormbiomassa en soortensamenstelling, strooiselafbraak) t.o.v. referentiesituaties geven aanleiding tot het overwegen van milderende maatregelen.

3.11. Actiepunten naar de toekomst

Bij het opstellen van de richtlijnen bleken bepaalde gegevens niet beschikbaar, zodat het belang van deze ontbrekende informatie niet beoordeeld kon worden. Deze ontbrekende informatie dient via literatuurstudie of gerichte staalnames en analyses verzameld te worden.

4. bepaling van arseen (As) bij planten, strooisel en bodeminvertebraten => voor de 7 compartimenten kijken wat de beschikbaarheid aan info is over As
5. idem voor Cr, vooral naar regenwormen en secundaire vergiftiging toe.

6. ecotoxicologische relevantie van Mn
7. bruikbaarheid van natuurtypen bij risicobeoordeling
8. aanpak akkerbouw op verontreinigde baggerstortplaatsen: erosiegevoeligheid, export van bodemmateriaal bij de oogst, ...
9. aanpak weiland op verontreinigde baggerstortplaatsen
10. overwegen van het gebruik van pH en CaCO_3 bij het beoordelen van de totaalconcentraties aan metalen in de bodem
11. werkwijze: steeds bodemconcentraties voor baggerstortplaatsen bepalen via specifieke testen (geen effecten op regenwormen als bodemconcentratie < NOEC) of specifieke waarden in organismen en schakels als norm nemen?
12. *In situ* metingen van bodemprocessen en technieken om afbraaksnelheid van organisch materiaal te beoordelen.
13. Literatuurstudie interne lichaamsconcentraties regenwormen

4. *Afwegingskader voor mogelijke oplossingen*

4.1. Basisprincipes of krachtlijnen

De voorliggende tekst houdt rekening met het voorzorgsprincipe en het stand-still beginsel, zoals vermeld in het Decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid (milieudecreet of DABM). Het voorzorgsbeginsel is een abstract beginsel dat voorschrijft dat de overheid bij de wetgeving ook het vermijden van niet-berekenbare risico's moet nastreven. Dit houdt in dat wanneer geen metingen op perceelsniveau of op regionaal niveau voorhanden zijn die toelaten om het ecologische risico in te schatten of wanneer de schatting gepaard gaat met een zeer grote onzekerheid, een beheer in functie van ecologische risico-reductie dient gevoerd te worden (zie ook principe 5). Het stand-still beginsel betekent dat minstens de kwaliteit van het aanwezige milieu dient te worden behouden. De basisprincipes of krachtlijnen van het afwegingskader zijn:

Principe 1: integrale en regionale benadering

Integraal waterbeleid respecteert alle functies van de waterweg en probeert de waterweg optimaal te gebruiken. "Integraal" betekent dat er rekening wordt gehouden met alle aspecten van het ecosysteem, de mens, de beheerder, de eigenaar, het economisch aspect, ... Regionaal betekent dat je gaat kijken naar de ligging van deze locaties en hiermee rekening houdt bij de eventuele bestemmingswijziging (dit in tegenstelling tot een perceelsbenadering).

Principe 2: functies van baggerstortplaatsen

Verontreinigde baggerstortplaatsen hebben een duidelijke functie: ze leggen verontreiniging van het water en de waterbodem uit het verleden vast. Deze bodems werden gebruikt als bergingslocatie zonder dat de verontreinigingsgraad gekend was, en kunnen best zo beheerd worden zodat metalen optimaal vastgelegd blijven. Deze functie brengt met zich mee dat deze bodems niet voor alle bestemmingen geschikt zijn. Bij landbouw is de opname in de voedings- of voedergewassen een belangrijk risico, maar ook de grondbewerkingen kunnen verspreiding van verontreinigd bodemmateriaal veroorzaken. Bij de keuze voor bebossing kan er alleen met die soorten gewerkt worden waarvan geweten is dat ze metalen uit de bodem niet verspreiden via de bladeren (gewone es, boskers, winterlinde, gewone esdoorn, ...). Ook bij natuurbeheer dient het beheer gebaseerd te zijn op de principes van ecologische risico-reductie. Bij gebruik van snelgroeende boomsoorten voor energieproductie moet het beheer en de oogst rekening houden met de metaalcyclus doorheen het bestand.

Principe 3: baggerstortplaatsen worden gebruikt als bodems

Baggerstortplaatsen worden gebruikt als bodems. Deze bodems leggen polluenten vast maar zij zorgen onder meer ook voor koolstofopslag en vastlegging van nutriënten.

Principe 4: het landgebruik is een variabele

De kwaliteit van de landgeborgene specie hypothekeert bepaalde toepassingen. Het is niet de bedoeling van het afwegingskader om één landgebruik naar voor te schuiven als ideaal. Er wordt een onderbouwd beslissingsmodel aangeboden, waarbij het landgebruik als één van de criteria weerhouden wordt.

Principe 5: streven naar veilig beheer als een pragmatische oplossing

Baggerstortplaatsen moeten aangepakt worden volgens de doelstellingen van het bodemsaneringsdecreet. Er zijn echter veel praktische hindernissen voor de dure en drastische beheersopties zoals het afdekken en afgraven van verontreinigde bodems. Zowel landbouw, bos als natuurinrichting op baggerstortplaatsen kan enkel aanvaard worden na een risicoschatting. Toetsing van het BATNEEC-principe zal in praktijk vaak leiden tot een pragmatische aanpak zoals het beheer van verontreinigde baggerstortplaatsen die zich concentreert op het vermijden van negatieve effecten voor het functioneren van het hele gebied. Het principe van 'veilig beheer' betekent dat er gestreefd wordt naar het beperken van het ecologische risico tot een aanvaardbaar niveau door een gepast beheer. Dit principe dient toegepast te worden: (1) als er plannen voor verontreinigde sites opgemaakt worden bijv. bij natuurherstel of natuurinrichting, waarbij een toename van het ecotoxicologische risico vermeden moet worden, en (2) bij het selecteren van een veilig beheer voor verontreinigde sites als alternatief voor de meestal zeer dure saneringsoperaties. Zowel natuurbeheersobjectieven als milieubeheersobjectieven moeten gecombineerd worden tot een veilig beheer gebaseerd op risicobeperking.

Principe 6: ruimtebalans in evenwicht

Het landbergen van (verontreinigde) ruimings- en baggerspecie (terrestrisch compartiment) zoals het vóór 1995 gebeurde, en de verontreinigde onderwaterbodem zelf (aquatisch compartiment) kunnen een risico vormen voor de volksgezondheid (landbouw of woonzones op verontreinigde bodems) en voor het leefmilieu. Bepaalde polluenten in sedimenten hebben een veel hogere biobeschikbaarheid wanneer het sediment naar het terrestrische milieu verplaatst wordt. Oudere stortterreinen van bagger- en ruimingsspecie hebben in bepaalde gebieden nu al een zeer grote ruimtelijke impact doordat ze relatief gezien een grote oppervlakte innemen.

Principe 7: rekening houden met schaaleffecten

Een belangrijke keuze is de schaal van het doelgebied. Bij een eerste benadering van een gebied kan er vooropgesteld worden dat elk deel moet voldoen aan de beoogde voorwaarden voor het optimaal functioneren van het habitat, en optimale biodiversiteit en duurzame habitatontwikkeling moet toelaten. Vanuit een meer gematigd standpunt kan er gesteld worden dat de verontreinigde baggerstortplaatsen de verontreiniging blijvend moet vastleggen en het functioneren van het habitat in het volledige gebied moet toelaten. Vanuit dit laatste standpunt zal het relatieve belang van de baggerstortplaatsen binnen het gebied een belangrijk punt zijn bij de evaluatie. Vertaald naar ruimtelijke planning betekent dit dat het volledige gebied als natuurgebied geselecteerd wordt in het eerste geval, terwijl in het tweede geval de verontreinigde percelen een aangepaste schermfunctie binnen het grotere geheel krijgen. Los van elke beheer- of inrichtingsdoelstelling kan er zich een normaal functionerend habitat met specifieke karakteristieken vestigen op een verontreinigde baggerstortplaats. Aangezien er bij veel organismen een aanpassingsgedrag (adaptatie) of een vermijgend gedrag voor

verontreiniging vastgesteld werd, naast de bodemprocessen die leiden tot het ‘verouderen’ van de verontreiniging (processen die leiden tot een verminderde biologische en chemische beschikbaarheid in functie van de tijd), kan er aangenomen worden dat dergelijke habitats zich over langere periodes kunnen handhaven.

4.2. Structuur van het afwegingskader

Het eerste beslissingsmoment (Fig. 4.1) is gebaseerd op de totale metaalconcentraties in de bodem, nl. de VLAREBO-normen. Vervolgens wordt de ligging van de oude baggerstortplaats (bijv. binnen of buiten een actueel of een toekomstig potentieel overstromingsgebied) beoordeeld. De aanpak van verontreinigde baggerstortplaatsen binnen overstromingsgebieden is complex, o.a. afhankelijk van de sedimentatiesnelheid en de kwaliteit van het nieuw afgezette sediment ten opzichte van de huidige bodemkwaliteit (zie ook 4.3). De aanpak voor deze groep baggergronden moet verder uitgewerkt worden.

Voor baggerstortplaatsen buiten overstromingsgebieden of in overstromingsgebieden met verwaarloosbare sedimentatie is het volgende niveau een risico-evaluatie in functie van het huidige landgebruik of de huidige bestemming.

Wanneer uit de risico-evaluatie besloten wordt dat er geen probleem is bij de huidige of toekomstige bestemming, dient er niet ingegrepen te worden. Als anderzijds meetbare risico's voorspeld worden of als het risico niet begroot kan worden, dan kan in een volgende fase het afgraven (zie ook 4.5) of het aanbrengen van een leeflaag (zie ook 4.4) overwogen worden.

Wanneer de kosten van beide ingrepen niet opwegen tegen de baten (BATNEEC), kan verder uit 4 opties gekozen worden. Het toevoegen van additieven aan de bodem die de biobeschikbaarheid van metalen verminderen (zie ook 4.11), wordt momenteel verder getest op haalbaarheid. Ook bij fytoremediatie, al dan niet gecombineerd met biomassaproductie, is de praktische haalbaarheid momenteel onvoldoende gegarandeerd (zie ook 4.9). Er werd een concept van veilig beheer voor verontreinigde baggerstortplaatsen ontwikkeld als een alternatieve saneringsstrategie. Twee veel voorkomende situaties werden geselecteerd voor verder onderzoek: enerzijds baggerstortplaatsen die met de geschikte boomsoorten aangeplant werden (schermbos, zie ook 4.8), en anderzijds moerassige baggerstortplaatsen met een dominante wilgenvegetatie (zie ook 4.7).

Als geen enkele optie leidt tot een aanvaardbaar niveau van het risico, dan kan binnen elk landgebruik gezocht worden naar teelten of inrichtingsmaatregelen die leiden tot een beperkte export van metalen en een beperking van het risico. Wanneer het huidig landgebruik niet meer kan weerhouden worden, moet overwogen worden om over te schakelen naar een ander landgebruik (4.12), of in specifieke gevallen en mits voldaan wordt aan bepaalde voorwaarden, naar een andere planologische bestemming.

4.3. Oude baggerstortplaatsen en overstromingsgebieden

Oude baggerstortplaatsen binnen overstromingsgebieden dienen afzonderlijk behandeld te worden afhankelijk van de verwachte sedimentatiesnelheid en -kwaliteit. Eerst moet nagegaan worden of sedimentatie een actief of te verwachten proces is in het gebied waar de oude baggerstortplaatsen zich bevinden. Hierbij moeten 3 aspecten beoordeeld worden:

1. te verwachten sedimentatiepatronen en -snelheden
2. evolutie van de sedimentkwaliteit en -kwantiteit

3. mengprocessen in de bodem

De te verwachten sedimentatiepatronen en –snelheden (1) geven aan hoeveel sedimenten in het overstromingsgebied afgezet zullen worden. Daarom is ook de kennis van de huidige sedimentkwaliteit en –kwantiteit (2) belangrijk, omdat zo ingeschat kan worden of de afzetting van nieuwe sedimenten leidt tot een betere (in het geval van een verontreinigde bodem in de uitgangssituatie) of verminderde bodemkwaliteit. Inzicht in de mengprocessen (o.a. bioturbatie) in de bovenste bodemlaag (3) is belangrijk om de resulterende bodemkwaliteit te kunnen beoordelen. Mengprocessen zijn: ploegen en andere bodembewerkingen, vertrappeling door vee (Foto 4.1.), omwoeling van de bodem door onwortelde bomen en door bodemorganismen, en menging van sedimenten bij overstroming.

Vanuit een landbouwkundig standpunt worden niet-gecontamineerde maar vruchtbare sedimenten die afgezet worden bij overstromingen beschouwd als een pluspunt, maar de nutriëntconcentraties in sedimenten kunnen een probleem zijn voor de natuurwaarden.



Foto 4.1. Vertrappeling door het vee kan een belangrijk mengproces in de bodem zijn.

4.4. Baggerspecie afgraven en herlocaliseren

Actief bodembeheer van oude baggerstortplaatsen houdt in dat in bepaalde gevallen het afgraven van de bodem en het herlocaliseren ervan dient overwogen te worden. Veel hangt af van het bestemmingstype op die specifieke locatie. Vaak gaat het om bestemmingstype I (natuur en bos) of II (landbouw). Afgraven is een drastische ingreep die resulteert in een niet-gecontamineerd habitat voor planten en bodemorganismen. Er moet bij het afgraven een afweging gemaakt worden van de ecologische risico's die vermeden worden en de ecologische potenties van de nieuwe situatie enerzijds, en de huidige ecologische waarden die door deze ingreep verdwijnen anderzijds. De verstoring dient dus afgewogen te worden t.o.v. de ecologische winst.

De haalbaarheid is sterk afhankelijk van de dikte van de sedimentlaag van de baggerstortplaats en de financiële middelen die ter beschikking staan. We stellen voor dat de maximale laagdikte voor het afgraven 50 tot 75 cm bedraagt (richtwaarden), maar hierbij moet rekening gehouden worden met het BATNEEC-principe (best available technique not entailing excessive costs). Voor dikkere lagen is het afdekken een meer geschikte en haalbare optie. De uitgegraven verontreinigde grond kan afhankelijk van de kwaliteit en de korrelverdeling worden verwerkt of eventueel worden afgevoerd naar vergunde monostortplaatsen of gebruikt worden voor de aanleg van bufferdijken in havengebieden.

Er dient zuinig omgesprongen te worden met de beschikbare ruimte, ondermeer omdat er een grote maatschappelijke weerstand is bij de aanleg van nieuwe monostortplaatsen voor baggerspecie. Dit impliceert binnen het kader van actief bodembeheer dat baggerspecie van oudere stortterreinen met een minder efficiënt ruimtegebruik (een lage volume/oppervlakteverhouding) binnen potentieel waardevolle alluviale gebieden afgegraven, verwerkt en op een vergunde monostortplaats geborgen zouden kunnen worden. Deze compenserende actie kan de maatschappelijke weerstand verminderen aangezien de aanleg van een monostortplaats gepaard gaat met een stuk herstel.

De afgegraven baggerspecie kan ook binnen het kadastraal perceel verplaatst worden om zo de oppervlakte waar het verontreinigd sediment aan het oppervlak ligt tot een minimum te beperken.

Kleirijke baggerspecie kan, na lagunering, ook gebruikt worden voor de constructie van baggerheuvelds of -dijken binnen het havengebied, die na beplanting met de gepaste inheemse boomsoorten als buffer kunnen dienen rond hinderlijke bedrijven, of tussen een industriegebied en gebieden met andere functies. Bosaanleg op baggerheuvelds is perfect mogelijk mits het respecteren van een aantal randvoorwaarden die terreinafhankelijk zijn en in hoge mate bepaald worden door de intrinsieke bodemkwaliteit en gebruikswaarde van de baggerspecie als groeisubstraat. De haalbaarheid van de aanplanting wordt bepaald door de zoutconcentraties en de concentraties aan pollutanten in de baggerspecie, de invloed van het zeeklimaat en de hoogteligging, de voorbehandeling van de specie (ontwatering, additieven, scheiding) en de invloed van de luchtverontreiniging binnen het havengebied. Ook hier kan het aanbrengen van een dunne niet-gecontamineerde leeflaag aangewezen zijn.

4.5. Leeflagen

Indien de baten van het afgraven van het verontreinigd sediment niet opwegen tegen de kosten (BATNEEC), kan het aanbrengen van een leeflaag een haalbaar alternatief zijn. In deze tekst wordt een leeflaag omschreven als een laag niet-gecontamineerde aarde die direct bovenop een verontreinigde bodem wordt aangebracht. Een afdichtlaag of een VLAREM-afdeklaag daarentegen is een systeem van verschillende lagen, dat als doel heeft de verontreinigde bodem te isoleren van invloeden van bodemvormende processen en doorsijpeling van hemelwater.

De huidige wetgeving voorziet in het aanbrengen van een afdeklaag en een leeflaag op stortterreinen voor verontreinigd baggerspecie. Het nut van de afdeklaag is theoretisch gezien vooral het verhinderen van percolatie van hemelwater en dus het uitspoelen van metalen tegenaan. Baggerspecie is echter een vrij ondoordringbaar medium voor bodemvocht en vertoont een sterke bindingscapaciteit voor metalen, in die mate dat het in Nederland zelfs als onder- of bovenafdek voor andere stortterreinen wordt gebruikt. Uit Vlaams wetenschappelijk onderzoek blijkt dat het uitspoelen van metalen uit baggergronden een beperkt optredend verschijnsel is. Het aanbrengen van een VLAREM-afdeklaag kan dus een te ingrijpende maatregel zijn in relatie tot het risico.

De functie van een leeflaag daarentegen is het beperken van de metaalopname door planten en bodemorganismen, en het vermijden van verhoogde metaalconcentraties in de strooisellaag door contact met de verontreinigde bodem.

De dikte van de leeflaag dient bepaald te worden volgens het BATNEEC-principe. Voor alle planten die geen verhoogde opname van metalen vertonen of met een oppervlakkig wortelstelsel is een leeflaag van 40-50

cm dik voldoende om interactie met de dieper gelegen sedimentlaag te verhinderen. Voor wilgen en populieren daarentegen is er een dikkere afdeklaag vereist (> 150 cm), en waarschijnlijk kan enkel een folie of een ondoordringbare laag verhinderen dat de wortels voor deze soorten de sedimentlaag binnendringen en zo verhoogde bladgehalten veroorzaken. Wanneer afdekklagen toegepast worden, dan is het aangewezen de groei van wilgen, populieren en metaalaccumulerende landbouwgewassen te verhinderen. Het toepassen van afdekklagen resulteert in een ophoging en dit moet geëvalueerd worden t.o.v. het landschap en het habitat. We denken dat het onredelijk is om baggerstortplaatsen met een sedimentlaag < 60 cm te voorzien van een afdeklaag van 40-50 cm. Hier is het afgraven een betere oplossing.

Bij bosaanplantingen kan door een standplaatsgeschikte boomsoortenkeuze de opname van metalen in de bladeren beperkt worden. Bij het toepassen van zeer dikke afdekklagen (> 50 cm) wordt de voedselrijkdom van de baggerstortplaats niet benut, terwijl bij bosaanplantingen direct in de baggerstortplaats de bomen juist een vrij normale tot zelfs zeer goeie groei vertonen. Het aanwenden van een leeflaag kan pas overwogen worden als de geschikte boomsoorten aangeplant worden. Bij bosaanplantingen met niet-geschikte boomsoorten zoals populier leiden dunne afdekklagen (20-40 cm) niet tot een betere blad- of strooiselkwaliteit, maar voor bodeminvertebraten leidde de dunne afdeklaag wel tot lagere lichaamsgehalten aan Cd. Naast het feit dat de leeflaag niet gecontamineerd mag zijn, en ongeveer 30 cm dik moet zijn, dient er naar gestreefd te worden bodemmateriaal met een neutrale pH (rond 7), een CaCO₃-gehalte van meer dan 2% en een gelijkaardige textuur te gebruiken als de onderliggende baggergrond. De vereisten kunnen verder gespecificeerd worden. Zo stelt Decler (1999) dat bij natuurontwikkeling voor voedselarme leeflagen gekozen dient te worden.

Bij bodems onder akkerbouw is een dikkere leeflaag vereist, naast een gepaste gewaskeuze. Bij een leeflaag van minimum 50 cm zijn bodembewerkingen zoals ploegen wel mogelijk zonder vermenging met het verontreinigd bodemmateriaal te veroorzaken.

Een potentieel risico is de aanrijking van de leeflaag met metalen door opstijgend poriënwater. De kans is echter klein dat dit proces zal plaatsvinden, aangezien in de baggerstortplaatsen zeer lage poriënwaterconcentraties gemeten worden.

4.6. Baggerstortplaatsen en natuurbeheer

Verschillende gebieden waarin zich baggerstortplaatsen bevinden, worden beschermd als natuurgebied. Een belangrijk aandeel van deze gebieden worden vanuit het oogpunt van het natuurbehoud beschermd via ruimtelijke uitvoeringsplannen en speciale beschermingszones, en vormen het onderwerp van natuurinrichtingsprojecten. De vraag is echter in hoeverre natuurstreefbeelden te combineren zijn met (verontreinigde) baggerstortplaatsen.

4.6.1. Belemmering voor natuurontwikkeling: kritische factoren

Wanneer de doelstellingen voor natuurontwikkeling op verontreinigde baggerstortplaatsen bepaald worden, moet zowel het risico van de verontreiniging als de haalbaarheid van de doelstelling beschouwd worden. Drie aspecten kunnen de haalbaarheid beperken: (1) baggerstortplaatsen zijn opgehoogd en hebben dus een gewijzigde hydrologie en soms ook een andere bodemtextuur, (2) baggerstortplaatsen zijn rijk aan nutriënten en dit kan de ontwikkeling van bepaalde soorten belemmeren en de vestiging van ongewenste vegetatietypes

veroorzaken, en (3) verontreiniging kan resulteren in toxiciteit voor de doelsoorten. Het eerste aspect is een harde conditie die ook visueel observeerbaar is in tegenstelling tot de eutrofe en gecontamineerde bodemtoestand die eveneens limiterend kan zijn voor soorten. Eerst moeten de bodemeigenschappen en de geschiktheid als substraat of medium voor planten en bodemorganismen beschouwd worden. In Nederland gebeurt er een evaluatie van de toxiciteit van de contaminanten voor de doelsoorten typisch voor het geselecteerde habitat – of natuurtype. Wanneer het beoogde natuurtype niet gehaald kan worden vanwege de verontreiniging, dan moeten volgens het beslissingsmodel remediërende maatregelen overwogen worden, of moet er een minder veeleisend natuurtype als scenario vooropgesteld worden.

4.6.2. Toxiciteit voor doelsoorten en bodemprocessen

Bepaalde basisfuncties van de bodem, nl. (a) een fysisch, chemisch en biologisch milieu voor levende organismen creëren, (b) biologische activiteit en diversiteit voor planten en dieren toelaten, (c) de bodemhydrologie, nutriëntenbalans en nutriëntencyclus regelen en (d) stoffen filteren, bufferen, immobiliseren en afbreken, kunnen gelimiteerd zijn bij verontreinigde baggerstortplaatsen. Het moet duidelijk zijn dat het substraat van baggerstortplaatsen sterk verschillend is van normale alluviale bodems. Logischerwijs zal de habitatontwikkeling verschillend zijn van deze op relatief intacte alluviale bodems. Vooral de zeer eutrofe bodemcondities zijn belemmerend voor de ontwikkeling van zeldzame en bedreigde soorten terwijl meer algemene soorten onder deze omstandigheden beter kunnen groeien.

4.6.3. Verstoring versus ecologische winst

Naast de kans op acute of chronische toxiciteit moet ook de aanwezige biologische waarde op de verontreinigde baggerstortplaats beoordeeld worden. Een hoge actuele ecologische of biologische waardering kan eerder drastische ingrepen in de weg staan, terwijl een lage waardering eerder doet besluiten dat grote ingrepen nodig zijn. Wanneer een hoge actuele biologische waardering als argument gebruikt wordt om niet in te grijpen, dan dient er voldoende zekerheid te zijn dat de hoge biologische waarde op middellange termijn zal behouden blijven, bijv. dat er geen verdrogingsprocessen optreden.

Wanneer er saneringsoperaties in verontreinigde natuurgebieden worden overwogen, moet er een afweging zijn van de natuurwaarden die zullen verdwijnen door het inzetten van industriële bodemsaneringstechnieken t.o.v. de eco(toxico)logische risico's die door deze technieken zullen verminderen.

Bij een aantal recente stortterreinen wordt er nu gewerkt aan een afwerkingsplan of een inrichtingsplan. Bepaalde terreinen evolueerden echter tot spontane wilgenbossen en hebben een zekere waarde als enerzijds een rustgebied voor veel dieren wegens een vrij extensief gebruik in vergelijking met de omgeving en anderzijds zijn ze vanuit wetenschappelijk oogpunt zeer belangrijk om hier de evolutie op een langere tijdschaal op te volgen om gefundeerde uitspraken mogelijk te maken. Om een afdeklaag aan te brengen zou de spontane vegetatie moeten gekapt worden, en daarna zou bebossing als nabestemming niet meer kunnen om de afdeklaag intact te houden. Het voorzien van een VLAREM-afdek houdt bovendien een vrij grote investeringskost in.

4.7. vernatting, moerassen en hydrologisch beheer in functie van risicoreductie

De hydrologische condities en meer specifiek de redoxpotential van een terrein vormen één van de vele factoren die de beschikbaarheid van potentieel toxische metalen voor opname door planten kunnen beïnvloeden. In zeer natte, zuurstofarme sedimentbodems worden metalen immers zeer sterk gebonden en zijn praktisch onbeschikbaar voor plant en dier. De duur van de overstromingsperiode is een beslissende factor voor de biobeschikbaarheid van de metalen. Op natte bodems ontwikkelen soms spontaan wilgensoorten die kunnen overleven in overstromde bodems. Bij natte, verontreinigde baggerstortplaatsen bleek dat de gemeten concentraties in wilgen vergelijkbaar waren met de concentraties bij propere bodems. Naarmate de verontreinigde baggerstortplaats droger wordt, zijn de aanwezige metalen meer biobeschikbaar en zullen de bladconcentraties stijgen. Langere overstromingsperiodes in het veld veroorzaakten lagere Cd-concentraties in de bladeren, het hout en de schors van wilgen. Een moerasregime resulteert in normale Cd- en Zn-concentraties in de bladeren, terwijl het droger hydrologisch regime resulteert in verhoogde Cd- en Zn-concentraties in de wilgebladeren. Veldobservaties en serre-experimenten suggereren dat een hydrologisch regime dat een moerasituatie creëert of in stand houdt, een potentiële beheersoptie is die de metaalbiobeschikbaarheid voor wilgen vermindert. Dit zou een veilige beheersoptie voor metaalverontreinigde moerassen met een wilgenvegetatie kunnen zijn, op voorwaarde dat de moerasomstandigheden tijdens het volledige groeiseizoen behouden kunnen blijven.

Ook het carbonaatbudget moet hierbij in rekening gebracht worden. In een permanent overstromde situatie zijn de oplossingsnelheden van carbonaten in de bodem lager of vergelijkbaar met deze op goedgedraineerde bodems, maar de tussenliggende situatie is minder optimaal omdat in periodisch waterverzadigde bodems de oplossingsnelheid van carbonaten gemiddeld 10 keer hoger zijn. De aanvoer van carbonaten door overstromingen en strooisel moet ook in rekening gebracht worden.

4.8. Schermbos

Baggerspecie in Vlaanderen is meestal aangerijkt met metalen. Het is anderzijds een substraat met sterke bindingscapaciteit voor metalen en organische pollutanten, en kan dus mits een gepast gebruik en beheer als bodem voor plantengroei gebruikt worden. Het is mogelijk om, mits een gepaste boomsoortenkeuze, een gepaste inrichting (bijv. het aanbrengen van een leeflaag) en een beheer gericht op de minimalisatie van ecologische risico's een bos te creëren dat als schermbos kan fungeren. Na de aanleg is het wenselijk dat er een begeleidend meetinstrument voorzien wordt (bijvoorbeeld een monitoring van vegetatie en bodem om de 10-20 jaar).

Aanplantingen van inheemse boomsoorten op verontreinigde baggerstortplaatsen kunnen functioneren als schermbos, waarbij de verontreiniging van de omgeving afgeschermd wordt en de kringloop van metalen binnen het boscysteem gecontroleerd kan verlopen. De aanplanting met bomen kan ook leiden tot een verhoogde verdamping, waardoor het neerwaarts watertransport en dus de kans op uitloging van metalen daalt. Centraal staat de stelling dat een schermbos op een verontreinigde site op een dusdanige manier kan beheerd worden dat er geen noemenswaardige negatieve verschijnselen optreden naar de omgeving toe. Via het Bosdecreet wordt de milieubeschermdende functie van het bos erkend. De artikels 16 en 17 van het Bosdecreet

zijn volledig gewijd aan de milieubeschermdende functie van het bos. De toepassing van schermbossen werd nog niet verder uitgewerkt in een uitvoeringsbesluit.

Bebossing van terreinen verontreinigd met metalen heeft verschillende voordelen voor het milieu zoals bodemstabilisatie en visuele buffering. Bij bebossing van verontreinigde sites dienen de verspreiding van metalen en de negatieve effecten geminimaliseerd te worden door een gepast beheer. Een geschikte boomsoortenkeuze is zeer belangrijk voor het controleren en minimaliseren van de opname van metalen in de bladeren. Eerder dan te proberen de bodem te reinigen door fytoextractie, wordt bij bebossing getracht de kringloop van metalen in het ecosysteem te controleren en te reduceren, en kan dus beschouwd worden als een vorm van fytoextractie. De resultaten van het onderzoek bij schermbossen op baggerstortplaatsen toonden duidelijk aan dat het beplanten van deze verontreinigde baggerstortplaatsen mogelijk is, dit in tegenstelling tot andere verontreinigde sites of stortterreinen waar een vegetatie slechts met veel moeite gerealiseerd kon worden.

De voorbije jaren gebeurde er op een aantal proefsites gericht onderzoek naar de vergelijking van de bladkwaliteit en de groei van verschillende boomsoorten, het effect van de boomsoortenkeuze op de strooiselkwaliteit en -afbraak, het effect van een dunne leeflaag op de strooiselkwaliteit en -afbraak, en het effect van de dikte van de leeflaag op de boomgroei. Bij dit laatste aspect proberen we een evenwicht te vinden tussen het aanwenden van een niet-gecontamineerde leeflaag en het nuttig gebruik van de nutriëntenrijkdom van de baggerspecie. In de toekomst zal ook het aspecten rond bosbehandeling (bijvoorbeeld het effect van het dunnen van een bosbestand) aan bod komen.

4.9. Biomassaproductie en fytoremediatie

Naast de conventionele bodemsaneringstechnieken, worden bepaalde 'zachte' technieken op experimentele schaal ingezet. Eén van deze technieken is fytoremediatie, waarbij planten gebruikt worden om ofwel contaminanten aan de bodem te onttrekken (fytoextractie) of in de bodem vast te leggen (fytoextractie). Fytoextractie is toepasbaar bij bodems die in beperkte mate aangerijkt zijn met metalen. Bij meer verontreinigde bodems gaan ze ofwel gepaard met lange toepassingsperiodes (Vervaeke, 2004), ofwel met bijkomende ingrepen die moeilijk te combineren zijn met de status van natuurgebied, zoals bemesting, het toevoegen van additieven aan de bodem die de metalen tijdelijk mobiliseren (Meers, 2005), of het inzetten van genetisch gemodificeerde organismen. Het aanplanten van houtige of landbouwgewassen kan ook leiden tot een snellere afbraak van organische polluenten in de bodem, maar er kan hierbij interactie van verschillende processen optreden (Vervaeke, 2004; Harmsen, 2004).

Fytoextractie kan gecombineerd worden met de productie van groene biomassa, bijvoorbeeld bij korterotatie-bosbouw met wilg (Vervaeke, 2004). Daarnaast kunnen ook éénjarige landbouwgewassen gebruikt worden voor biomassaproductie. Voor het aspect 'bos' denken we aan korte-omloop-bosbouw en het gebruik van dunningsproducten. In het eerste geval wordt er zeer regelmatig geoogst, en dit systeem kan zowel op fytoextractie als fytoextractie gericht zijn. Bij fytoextractie is het vereist om jaarlijks te oogsten op het einde van het groeiseizoen, net voor de bladval, omdat de hoeveelheid metalen in de bladeren relatief belangrijk is t.o.v. de andere bovengrondse biomassa. De metaalopname kan geoptimaliseerd worden door het gebruik van een aantal additieven aan de bodem, na evaluatie van de mogelijke milieurisico's. De aanplanting met bomen kan ook leiden tot een verhoogde verdamping, waardoor het neerwaarts watertransport en dus de kans op uitloging van metalen daalt.

Er resten echter nog een aantal onzekerheden voor zowel fyto-extractie als fytostabilisatie gecombineerd met biomassaproductie in korte-rotatie-bosbouw. Bij fyto-extractie is het onduidelijk of het jaarlijks oogsten op het einde van het groeiseizoen (jaarlijks verwijderen van nutriënten) mogelijk een negatief effect heeft op de groei, en hoe de extractie-efficiëntie evolueert. Daarnaast is het onduidelijk wat de behoefte aan bemesting zal zijn om optimale groei te behouden. Er resten ook nog een aantal problemen van juridische aard, o.a. rond de definitie van korte-rotatie-bosbouw als bos.

Er is natuurlijk ook biomassaproductie op middellange termijn: de dunningsproducten uit schermbossen op verontreinigde bodems zijn een belangrijke bron van biomassa. Net als bij korte-rotatie-bosbouw wordt de nutriëntenrijkdom van de baggerstortplaatsen optimaal benut.

Biomassateelt kan overwogen worden voor de clusters van oude baggerstortplaatsen ter hoogte van Schipdonk en de cluster in de West-Vlaamse Scheldemeersen (bijv. energieteelt voor de elektriciteitscentrale in Ruien). Beide clusters bevatten hoofdzakelijk landbouwgronden.

4.10. Landbouw

De gewaskeuze is een beheersoptie voor verontreinigde landbouwgronden onder akkerbouw. Bepaalde teelten zijn altijd risicoteelten, bijv. maïs. Voor de polluenten met specifieke normen voor voedings- en voedergewassen, geldt dat deze normen gerespecteerd moeten worden. Voor deze bodems kunnen andere gewassen zoals prei, ui, aardappelen en rode kool gekweekt worden in plaats van maïs aangezien uit Nederlands onderzoek bleek dat de metaalopname in deze gewassen op een verontreinigde baggerstortplaats vergelijkbaar was met referentiesituaties.

Het bekalken van de reeds kalkrijke baggerstortplaatsen om de biobeschikbaarheid van de metalen te verminderen is geen optie. Een ingrijpender beheersoptie is het afdekken van de bodem met een niet-verontreinigde leeflaag. Voor maïs varieert de vereiste dikte echter tussen 0.2 en 1.2 m omdat de bewortelingsdiepte bepaald wordt in functie van het grondwaterniveau. De plantopname van metalen is echter maar één aspect van het probleem. In een bredere context kan het landbouwkundig gebruik van verontreinigde bodems enkel toegelaten worden na diepgaande risico-evaluatie. De bemesting van verontreinigde bodems kan resulteren in een afgenomen pH en vervolgens een hogere biobeschikbaarheid van metalen. Afhankelijk van de geometrie van het gebied kan metaaltransport van de baggerstortplaats naar de omgeving door oppervlakkige runoff van belang zijn. De effecten van grondbewerking en bodemexport bij de oogst zijn andere factoren die beschouwd moeten worden bij het beheer van deze gecontamineerde bodems. Als er geen bemesting meer kan gebeuren in functie van de risico-reductie, is akkerbouw niet meer mogelijk.

Bij weiland zijn het verminderen of verhinderen van bemesting, het aanbrengen van een dunne leeflaag en een aangepaste begrazingsdruk (Hinton et al., 1995) mogelijke inrichtings- of beheersmaatregelen.

Indien de verontreiniging dermate ernstig is dat landbouw niet verantwoord is, moet in het kader van gebruiksbeperkingen een andere functie worden toegewezen aan het gebied.

4.11. Bodemadditieven

Verschillende bodemadditieven (mangaanoxides, calciumsulfaat, di-ammoniumfosfaat) kunnen uitgetest worden als potentiële zachte saneringstechniek op verontreinigde baggerstortplaatsen. Er zijn heel wat

producten beschikbaar, waarvan sommige zelfs specifiek ontwikkeld werden voor de vastlegging en het verminderen van de biobeschikbaarheid van metalen (o.a. gemodificeerde aluminosilicaten). Er moet bij het bepalen van de risico's van metaalverontreiniging een onderscheid gemaakt worden tussen het risico op uitloging van metalen enerzijds, en de biobeschikbaarheid en toxische effecten voor planten en bodemorganismen anderzijds. Baggerstortplaatsen hebben een aantal specifieke kenmerken, waardoor resultaten van onderzoek op andere bodemtypes niet zomaar naar deze situatie geëxtrapoleerd kunnen worden. Het hoge kleigehalte en de hoge carbonaatbuffer bij baggerstortplaatsen geven aanleiding tot een zeer beperkt risico op uitloging, en de onderliggende alluviale klei bij veel baggerstortplaatsen verlaagt het risico op uitloging nog verder. Het probleem bij baggerstortplaatsen is echter dat de metalen (en dan vooral Cd en Zn) toch biobeschikbaar zijn voor planten en bodemorganismen. Naast het effect van het additief moet ook het effect van de toedieningswijze (meestal mengen in de bodem via ploegen) en de werkingsduur van het product beoordeeld worden.

Het onderzoek hierrond op het IBW richt zich op de mogelijkheid schadelijke effecten van metalen (in het bijzonder cadmium en zink) op het functioneren van de bodem te beperken of op te heffen door toevoeging van stoffen die de metalen binden. Als maatgevend voor de effectiviteit van deze immobiliserende stoffen worden beschouwd: vermindering van de fytoxiciteit en verlaging van de metaalopname door wilg en door regenwormen (beide van belang voor de belasting van terrestrische voedselwebben).

4.12. Alternatieve bestemming

De meerderheid van de oude baggerstortplaatsen ligt in natuur- of landbouwgebied. Hiervoor geldt een zeer streng beoordelingskader. In andere bestemmingen zoals recreatie- of industriegebied is er minder contact tussen bodem en andere compartimenten zodat een eventueel risico minder uitgesproken zal zijn. Zo kunnen baggerstortplaatsen bijvoorbeeld worden omgezet in recreatie- of industriegebied. Dit kan enkel als aan bepaalde randvoorwaarden (vnl. gewestplan) voldaan wordt en wanneer dit past binnen de integrale benadering van de waterweg. Bij het ruilen van een 'groene' voor een 'harde' bestemming dient voldoende ruimtelijke compensatie voorzien te worden.

Eventueel kan aan een oude baggerstortplaats een nuttige eindbestemming (bijv. industriegebied) gegeven worden zodat een deel van de kosten van de sanering kunnen gerecupereerd worden, i.e. een win/win-situatie.

4.13. Besluit

Baggerstortplaatsen hebben duidelijk afwijkende eigenschappen t.o.v. alluviale bodems, o.a. door hun hoge gehalten aan pollutanten en nutriënten. De processen en habitats verbonden met alluviale gronden kunnen dus door baggerstortplaatsen niet geëvenaard worden. Naast de lage kans op acute of chronische toxiciteit voor planten en bodemorganismen in rechtstreeks contact met de verontreinigde bodem, is er een grote onzekerheid bij de risicoschatting voor secundaire vergiftiging.

Baggerstortplaatsen moeten altijd gesaneerd worden volgens de doelstellingen van het bodemsaneringsdecreet. In praktijk zullen harde saneringsprojecten om problemen met verontreinigde baggerstortplaatsen in kwetsbare gebieden aan te pakken meestal niet gekozen worden als saneringsvariant

vanwege de hoge kostprijs en het drastische karakter van deze ingrepen (BATNEEC-overweging). Voor deze historisch verontreinigde terreinen is een specifiek beheer, gericht op risicobeperking, een mogelijke saneringsvariant. Voor er ingrepen of saneringen uitgevoerd worden, moet er gegarandeerd kunnen worden dat de kans op nieuwe afzettingen van verontreinigde sedimenten beperkt of onbestaande is. Voor minder kwetsbare gebieden kan sanering gekoppeld worden aan een minder risicovol landgebruik.

De langetermijndoelstelling voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen kan als volgt geformuleerd worden: Oude baggerstortplaatsen worden gesaneerd volgens de doelstellingen van het bodemsaneringsdecreet. Dit kan bereikt worden door oude baggerstortplaatsen die onvoldoende afgeschermd zijn, af te graven of te voorzien van een dunne afdeklaag. Waarschijnlijk zal echter een beheer volgens de principes van (ecologische) risico-reductie de beste optie zijn die geen onvoorwaardelijk hoge kost inhoudt.

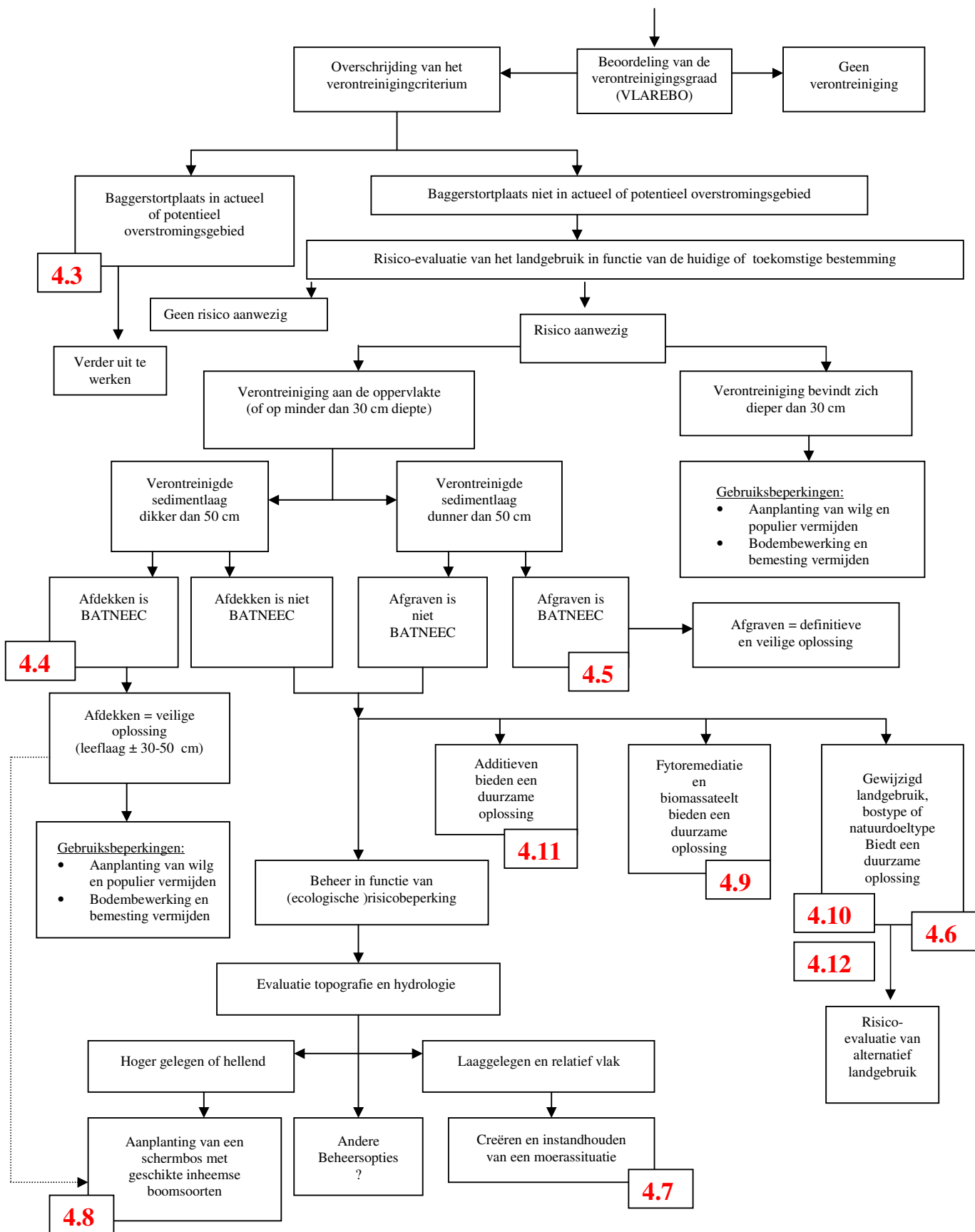
In de tekst werden de mogelijkheden en beperkingen voor het toevoegen van additieven, een beheer gericht op het beperken van de ecologische risico's (bijv. het aanplanten van een schermbos of het creëren of in stand houden van een moerassituatie), een aangepaste landbouwpraktijk en de combinatie van biomassa-productie en fyto-remediatie als opties voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen samengevat.

4.14. Actiepunten naar de toekomst

Een aantal acties in het kader van het voorgestelde afwegingskader werden reeds opgenomen in het onderzoekskader AWZ-IBW rond oude baggerstortplaatsen en vormen het onderwerp van lopend onderzoek. Binnen een periode van 2 jaar zullen deze aspecten dus verder verfijnd kunnen worden.

Een aantal vragen komen niet aan bod in het onderzoekskader en/of vereisen de inbreng van onderzoeksinstellingen en administraties met een andere specialisatie. Hieronder vallen de volgende acties:

- proefproject rond biomassateelt en fyto-remediatie op verontreinigde oude baggerstortplaatsen die nu als akker of weiland gebruikt worden
- verfijnen van de aspecten van risicoreductie (teelten, bodembewerking, begrazing) voor landbouw
- verfijnen van risicoreductie in functie van specifieke natuurtypen



Figuur 4.1. Eerste versie van een richtinggevend afwegingskader voor verontreinigde oude baggerstortplaatsen. De rode getallen verwijzen naar het verklarende tekstgedeelte.

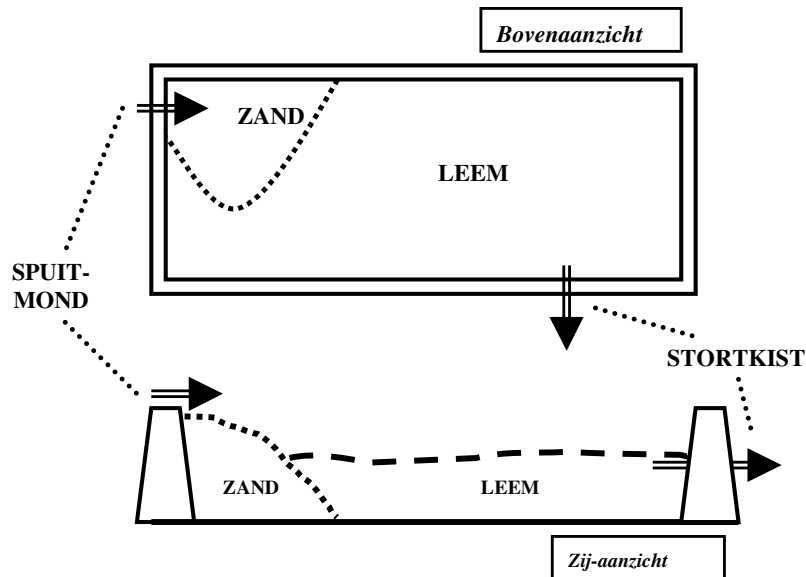
Opsporen van opgehoogde terreinen

Verschillende bronnen werden gebruikt om gegevens te verzamelen over enerzijds vroegere baggeractiviteiten en anderzijds de locatie en het tijdstip van aanleg van potentiële baggerstortplaatsen, namelijk diverse kaartbronnen, archiefgegevens, reeds uitgevoerde inventarissen, en contacten met waterbeherende instanties. De belangrijkste kaartbronnen zijn de Belgische Bodemkaart op een schaal 1:20.000 (Geologisch Instituut, Gent), en informatie verzameld door het vergelijken van topografische en vegetatiekenmerken op de verschillende edities van de stafkaarten op een schaal 1:25.000 (Nationaal Geografisch Instituut, Brussel). Op basis van deze gegevens konden potentieel opgehoogde terreinen geïdentificeerd worden.

Staalname

Recent aangelegde baggerstortplaatsen in het gebied werden vooraf bemonsterd om een geschikte bemonsteringsstrategie te ontwikkelen, gebaseerd op de kennis van de opbouw van baggerstortplaatsen. De fysische en chemische bodemeigenschappen van de potentiële baggerstortplaatsen werden onderzocht door middel van boringen tot op 2 m diepte. Het aangetroffen profiel werd onderverdeeld in een aantal relevante lagen die afzonderlijk bemonsterd en geanalyseerd worden. Het aantal monsternamenpunten werd beperkt tot ongeveer 1 punt per ha. Op baggerstortplaatsen wordt er meestal een zandplaat aangetroffen dicht bij de spuitmond, terwijl de leem-kleiplateau zich relatief homogeen uitstrekt over de rest van het terrein (van Driel & Nijssen, 1988). Daarom werden de bemonsteringen enkel uitgevoerd op de leem-kleiplateau (Fig. b.1).

Alle stalen werden één nacht bewaard in plastic zakken en daarna gedroogd bij 40°C en mechanisch gemalen tot deeltjes kleiner dan 2 mm (Retsch, Haan, Duitsland). De coördinaten van de bemonsterde punten werden opgemeten d.m.v. differentiële GPS (TRIMBLE TDC2 en TSC1, Sunnyvale, CA). De bodemvariabiliteit op korte afstand (bepaald aan de hand van 4 afzonderlijke boringen en bemonsteringen in een cirkel met diameter 5 m) voor 2 punten op baggergronden was aanvaardbaar: de variatiecoëfficiënt (CV) was lager dan 10% voor alle metalen behalve Cu (CV < 15%), en voor P, S, N, CaCO₃, organische koolstof (OC), pH (CV < 5%) en de klei- en leemfractie (CV < 5%). Enkel voor de elektrische geleidbaarheid was de CV hoger, maar wel lager dan 20%.



Figuur b.1. Boven- en zijaanzicht van de normale opbouw van een baggerstortplaats

Fysische en chemische bodemanalyses

Bodem pH en elektrische geleidbaarheid (EC) werden gemeten in een 1:5 bodem-water suspensie na 2 uur roeren. Organische koolstof werd bepaald aan de hand van de methode van Walkley-Black, waarbij aangenomen wordt dat deze methode ongeveer 75% van de totale hoeveelheid organische C meet. Het CaCO_3 -gehalte werd bepaald door terugtitratie met 0.5 M NaOH van een overmaat H_2SO_4 toegevoegd aan 1 g luchtdroog sediment. De textuur van de sedimentstalen werd bepaald aan de hand van laserdiffractie (Coulter LS200, Miami, FL). De kleifracctie wordt bij deze methode gedefinieerd als de 0-6 μm fractie, want deze fractie vertoonde de hoogste correlatie met de 0-2 μm fractie, bepaald volgens de klassieke pipetmethode, behalve voor bodemstalen met kleigehalten hoger dan 50% (Vandecasteele & De Vos, 2003).

Totale gehalten aan Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, P en S werden na koningswater- of *aqua regia*-destructie gemeten met ICP-AES (Varian Liberty Series II, Varian, Palo Alto, CA). De *aqua regia*-destructie werd uitgevoerd met een microgolfoven (Milestone 1200 MS Mega) met het volgende programma: 250 W (5 min.), 400 W (5 min.), 600 W (5 min.), 800 W (10 min.), ventilatie (10 min.). De kwaliteitscontrole van de analyses was gebaseerd op de analyse van multi-element standaardreeksen (Merck 11355 ICP standard IV), en van externe en interne sediment standaarden. De nauwkeurigheid van de bepaling van de concentraties aan metalen werden gecontroleerd aan de hand van BCR-standaarden (o.a. CRM 320: riviersediment).

Evaluatie van de bodemverontreiniging

In 1995 werd het Decreet betreffende de bodemsanering (VLAREBO) goedgekeurd (VLAREBO, 1996). Er werden voor een groot aantal organische en anorganische stoffen achtergrondwaarden (AW) en bodemsaneringsnormen (BSN) vastgelegd. Er werd hierbij rekening gehouden met de bodemeigenschappen (kleifractie en organische stof (OS)-gehalte) en met de bestemming van het terrein (bestemmingstype). Er werd een standaardbodem gedefinieerd, gebaseerd op de eigenschappen van een groot aantal landbodems. Deze standaardbodem heeft een OS-gehalte van 2% en een kleigehalte van 10%. De AW en BSN voor de standaardbodem wordt omgerekend naar de eigenschappen van de onderzochte bodem. Een bodemstaal wordt in dit rapport als verontreinigd beschouwd wanneer het gehalte voor 1 van de 6 metalen het verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1&2 (VC1&2) overschrijdt. Deze waarde wordt berekend als 0,8 x bodemsaneringsnorm voor type 1&2 (BSN1&2).

Het evalueren a.d.h.v. de verschillende BSN heeft als voordeel dat er een classificatie van de gemeten gehalten kan opgemaakt worden die per element rekening houdt met een beperkt aantal bodemeigenschappen, waardoor de metingen niet arbitrair in klassen ingedeeld worden. Voor elke bestemming volgens de vigerende plannen van aanleg werden normen opgesteld. Deze bestemmingen werden gegroepeerd in 5 bestemmingstypes. Bij de berekeningen en de beoordeling van de gegevens van de baggerstortplaatsen werd echter rekening gehouden met de huidige bestemming van deze terreinen, en niet met de geplande bestemming.

Aangezien de perimeter van een baggerstortplaats redelijk nauwkeurig te bepalen is, is het minder aangewezen te spreken van diffuse verontreiniging. Na zekere tijd wordt een baggerstortplaats als bodem gebruikt, en het is dan aangewezen de normen van VLAREBO te hanteren (Dries, 1999).

Identificatie van baggergronden

Voor het overgrote deel van de opgehoogde terreinen kon op basis van archiefgegevens niet uitgemaakt worden dat het al dan niet om baggergronden ging. De identificatie van de baggergronden gebeurde daarom op basis van veldwaarnemingen, vergelijkende textuuranalyses en chemische analyses.

Het is dus niet omdat er bodemverontreiniging gemeten werd dat het om een baggergrond gaat en niet enkel baggergronden zijn verontreinigd. Daarom werden er op basis van gegevens van enerzijds referentiestalen uit de alluviale vlakten van de Leie, Boven- en Zeeschelde en anderzijds gegevens van gekende baggerstortplaatsen, criteria opgesteld om baggergronden met een grote zekerheid te kunnen identificeren. De criteria voor baggergronden (gebaseerd op CaCO_3 , EC, OS, S, P, C/P en C/S-verhouding) werden toegepast op de gegevens om enerzijds de categorie 'baggergronden' en anderzijds de categorie 'waarschijnlijk baggergrond' van de andere opgehoogde terreinen te onderscheiden.

Een aantal opgehoogde terreinen voldeed aan de voorwaarden van de chemische bodemeigenschappen van baggergronden, maar hadden merkkelijk lagere CaCO_3 -gehalten dan gekende baggerstortplaatsen. Deze groep terreinen vormden de categorie 'waarschijnlijk baggergrond'.

DredGis-databank

De verzamelde gegevens situeren zich op het niveau van terreinen, punten, stalen en analyseresultaten. Om deze gegevens met elkaar te koppelen, wordt er een speciale codering gebruikt. De resultaten van de inventarisatie van de baggergronden bestaat uit zowel geografische resultaten als uit een grote matrix van analyseresultaten van blad- en bodemstalen. Alle gegevens worden samengebracht in een GIS-databank. De gegevens over de profielopbouw en de bodemeigenschappen kunnen eenvoudig geraadpleegd worden via deze DredGis-databank. De databank maakt het mogelijk om bijkomende analyses uit te voeren op de dataset zelf, maar opent ook mogelijkheden voor combinatie met andere GIS-data. In de databank kunnen er twee delen onderscheiden worden: enerzijds de geografische gegevens (de GIS-lagen) en anderzijds de analyseresultaten van de bodem- en bladstalen en de terreingegevens.

Bijlage 2: Kenmerken van de baggerstortplaatsen langs de verschillende waterlopen

Bovenschelde

Uit de verwerking blijkt dat de terreinen die herkend werden als baggergronden in de meeste gevallen verontreinigd zijn met Cd, Cr, Zn en in mindere mate Pb. De gemeten gehalten aan Cd, Zn en Cr op baggergronden zijn in bepaalde gevallen zeer hoog in vergelijking met de bodemsaneringsnormen voor landbouw, bos en natuur.

Op terreinen die opgehoogd werden met materiaal van nieuwe uitgravingen (259 ha waarvan 110 ha bemonsterd werden) werd slechts zeer sporadisch bodemverontreiniging vastgesteld. Dit is ook logisch, aangezien het uitgegraven materiaal per definitie puur bodemmateriaal is.

Bij de analyse van de gemeten gehalten aan metalen in functie van de ligging van de baggergrond bleek dat de gehalten voor Cd, Cr, Cu, Pb en Zn het hoogst lagen in het stroomafwaartse deel t.o.v. de brug van Semmerzake. Voor Cd, Zn en Cr werden ook hogere gehalten gemeten in het stroomopwaartse deel vanaf Kerkhove-brug in vergelijking met het tussenliggende deel van de Bovenschelde.

Een eerste belangrijk besluit is dat er enkel voor Pb sprake is van een belangrijke afname van de gevonden gehalten t.o.v. de gehalten vóór 1965. Pb wordt sterk gebonden aan OS, en uit 3.1.2. bleek dat het OS-gehalte significant hoger lag in het sediment dat gebaggerd werd vóór 1965. Het feit dat er bij de temporele analyse van de kwaliteit van de baggergronden geen significante verschillen gevonden werden voor Cd, Cr en Zn betekent dat het sediment dat vóór 1965 gebaggerd en gestort werd in veel gevallen ook sterk verontreinigd was met Cd, Cr en Zn, en hetzelfde geldt nu nog steeds. Geografisch gezien is vooral het stroomafwaartse deel vanaf Vurste een probleemgebied omdat hier enerzijds heel wat verontreinigde baggergronden liggen (50% van de baggergronden ligt in 25% van het gebied) en dat de verontreiniging van deze baggergronden gemiddeld een stuk hoger is dan voor de meer stroomopwaarts gelegen baggergronden.

Leie

48 Baggergronden met een totale oppervlakte van 125 ha werden op 92 punten bemonsterd wat resulteerde in een dataset van 139 bodemstalen. Van de 92 bemonsterde punten op baggergronden zijn er 87 (95%) die verontreinigd zijn met ten minste één zwaar metaal volgens de criteria van VLAREBO (VLAREBO, 1996). De klassificatie van de gemeten gehalten aan metalen volgens VLAREBO toont een duidelijke verontreiniging met Cr, Cd en Zn. Pb en Cu zijn minder belangrijk als pollutant terwijl Ni van geen belang is naar bodemverontreiniging in het gebied toe. In 99 van de 139 stalen (72%) met bodemverontreiniging liggen de gehalten voor zowel Cr, Cd als Zn boven het verontreinigingscriterium voor landbouw, bos en natuur (VC1&2).

De oppervlakte van de baggergronden varieert tussen 0.25 en meer dan 10 ha en bedraagt gemiddeld 2.6 ha. De gemiddelde oppervlakte was 1.6 ha in de periode vóór 1965, 2 ha tussen 1965 en 1980 en 6 ha na 1980. Voor 85% van de bemonsterde punten met bodemverontreiniging lag de verontreinigde laag aan de oppervlakte. De dikte van de verontreinigde laag was dunner dan 50 cm voor 32% van de totale verontreinigde oppervlakte, en tussen 50-100 cm voor 27% van de oppervlakte. Voor 41% van de verontreinigde oppervlakte baggergronden was de verontreinigde laag dus dikker dan 1 meter.

Bijna de helft van de baggergronden (45%) werd aangelegd tussen 1965 en 1980, terwijl 25% van de oppervlakte aan baggergronden werd aangelegd vóór 1965, en 30% na 1980. Wanneer de cumulatieve oppervlakte aan baggergronden wordt uitgezet in functie van de ligging langs de rivier, dan blijkt dat 70% van de baggergronden (in oppervlakte uitgedrukt) zich in het meest stroomafwaartse deel (tussen Deinze en Gent) bevindt, dat zich uitstrekt over een derde van de lengte van het bestudeerde traject. Er is een duidelijke clustering van baggergronden rond Deinze.

Kanaal Brugge-Gent

Op basis van de criteria voor het herkennen van baggergronden werden 19 terreinen herkend als baggergronden. Deze terreinen hebben een totale oppervlakte van 37 ha. Bijna alle baggergronden bevinden zich tussen kilometerpaal 17 (tussen Hansbekebrug en Bellebrug) en de Loberug, dus in de onmiddellijke nabijheid van de kruising van beide kanalen in Schipdonk. Daarnaast is er ook een grote stortplaats van ongeveer 50 ha) in Sint-Joris (Beernem), dat momenteel nog in exploitatie is als deponie. Dit terrein werd in het verleden reeds meermaals gebruikt voor het storten en terug afgraven van zandige specie. Nu wordt er baggerspecie uit het Leiebekken gestort.

Er zijn gegevens over metalen en andere bodemeigenschappen beschikbaar voor 108 bodemstalen. Van de 108 stalen zijn er 47 die het verontreinigingscriterium niet overschrijden en die dus als niet-verontreinigd beschouwd kunnen worden. De andere 61 stalen zijn hoofdzakelijk (87%) afkomstig van baggergronden. De verdeling van de gemeten gehalten aan metalen in de bodemmonsters volgens de verschillende bodemsaneringsnormen toont een duidelijke verontreiniging met Cr, Cd en Zn aan. Pb en Cu zijn minder belangrijke contaminanten, terwijl Ni van weinig belang is vanuit het standpunt van milieuverontreiniging. In 37 van de 53 bodemstalen met bodemverontreiniging overschrijden zowel de concentraties aan Cr, Cd als Zn het verontreinigingscriterium voor bos, natuur en landbouw.

Zeeschelde

In totaal werden 33 baggergronden met een oppervlakte van 120 ha bemonsterd. Er zijn duidelijke verschillen tussen de fysico-chemische eigenschappen van de baggergronden en de referentiegegevens van de alluviale vlakten die niet beïnvloed werden door het storten van baggerspecie. Baggergronden worden gekarakteriseerd door hogere zwavel- en fosforgehalten en, in overeenstemming met de hogere gehalten aan vrije carbonaten, door hogere pH-waarden. Totale gehalten aan metalen zijn 6 tot 10 keer hoger in baggergronden dan in de alluviale vlakte. Bovendien blijkt dat 115 ha of 96% van de baggergronden verontreinigd is met één van de gemeten metalen volgens de criteria voor baggergronden. De verdeling van de gemeten gehalten aan metalen in de bodemonsters volgens de verschillende bodemsaneringsnormen toont een duidelijke verontreiniging met Cr, Cd en Zn aan. Pb is een minder belangrijke contaminant, terwijl Cu en Ni van weinig belang zijn vanuit het standpunt van milieuverontreiniging. In 72 van de 131 bodemstalen met bodemverontreiniging overschrijden zowel de concentraties aan Cr, Cd als Zn het verontreinigingscriterium voor bos, natuur en landbouw. De totale gehalten van deze metalen waren sterk onderling gecorreleerd.

Deze kartering toonde een sterke geografische fragmentatie van de verontreinigde baggergronden aan. De oppervlakte van de baggergronden varieerde tussen 0.3 en meer dan 30 ha en bedroeg gemiddeld 3.5 ha. Voor 80% van de punten waar er verontreiniging aangetroffen werd, lag de verontreinigde laag aan de oppervlakte. Van de oppervlakte aan terreinen waar de verontreinigde laag aan de oppervlakte lag, was de laagdikte tussen 0 en 50 cm voor 20%, tussen 50 en 100 cm voor 16%, en meer dan 1 m dik voor 64% van het gebied. Wanneer de oppervlakte aan baggergronden uitgezet wordt t.o.v. de relatieve positie stroomafwaarts langs de Zeeschelde, dan blijkt dat de helft van de oppervlakte gesitueerd is binnen de meest stroomopwaartse helft van het gebied tussen Gentbrugge en Berlare. Zowel uit de bodemkaart als uit de archieven konden er geen concrete gegevens verzameld worden over baggergronden in het deel stroomafwaarts van Berlare. Baggerwerken waren hier minder noodzakelijk door de plaatselijke hydrologie en de aanwezigheid van slikken en schorren die sedimenten kunnen vastleggen.

Durme

Er werden 24 terreinen gecontroleerd (61 ha) aan de hand van 52 puntboringen. Bij 28 ha (11 terreinen) wordt op basis van de terreinwaarnemingen, de criteria voor baggergronden en de analyseresultaten geoordeeld dat het om baggergronden gaat.

In een aantal bodemstalen werd er bodemverontreiniging met (volgens afnemende belangrijkheid) Cd, Zn, Cr en Pb gemeten. Ni- en Cu-verontreiniging werd nergens vastgesteld en werden niet in de tabel opgenomen. Voor Cd werd het VC1&2 overschreden in 52 stalen, voor Zn en Cr in resp. 24 en 20 stalen. Meestal werd de BSN1&2 of het VC1&2 overschreden. In totaal 45 van de 86 stalen voldoen aan de criteria voor baggergronden, nl. 33 stalen van binnendijkse gebieden en 12 stalen van buitendijkse gebieden. Bij 38 van die stalen werd er bodemverontreiniging met minstens 1 metaal gemeten. Dit geeft een duidelijke indicatie dat de verontreiniging afkomstig is van sedimenten. In totaal werd er bij 53 van de 86 stalen verontreiniging gemeten. Bij een aantal stalen kan de verontreiniging dus niet gelinkt worden aan karakteristieke eigenschappen van baggerspecie. Het gaat dan hoofdzakelijk om zandig materiaal dat buiten het bereik van baggergronden valt.

Relatief gezien t.o.v. de gekende gegevens rond baggergronden langs de Leie, de Zee- en de Bovenschelde zijn de gemeten metaalconcentraties langs de Durme eerder laag. Samenvattend kan er gesteld worden dat er op 9 binnendijkse baggergronden (totale oppervlakte = 26.5 ha) duidelijke bodemverontreiniging met Cd, Cr en/of Zn werd gemeten, waarbij het meestal om materiaal met een hoog kleigehalte gaat.

Moervaart

Bij 17 stalen werd er verontreiniging gemeten, nl. in 1 staal werd het verontreinigingscriterium voor Cr overschreden, in 9 stalen voor Zn, en in 16 stalen voor Cd. Er werd in geen enkel bodemstaal verontreiniging met Cu, Ni of Pb gemeten. Twaalf van de 16 punten zijn dus verontreinigd. Bij 10 van deze 12 punten bevindt de verontreinigde bodemlaag zich aan het bodemoppervlak. Slecht bij 1 punt werd in de bovenste lagen een relatief hoge Cd-verontreiniging gemeten.

Uit een eerste analyse blijkt dat het ruimtelijk probleem van de verontreinigde baggergronden langs de Moervaart zeer beperkt is: bij 14,3 ha van de 16 ha bemonsterde terreinen werd er lichte bodemverontreiniging met Cd, en/of Zn aangetroffen. In slechts 1 bodemstaal werd een relatief hoge Cd-concentratie van 9 mg/kg droge grond gemeten. Een aantal opgehoogde terreinen zijn bebouwd of zijn ontoegankelijk waardoor er geen bemonsteringen uitgevoerd werden. Enerzijds geven deze resultaten aan dat de bodemverontreiniging eerder gering is, en anderzijds blijkt dat de bodemeigenschappen relatief sterk variëren over korte afstand.

Dender

Uit een eerste analyse blijkt dat het ruimtelijk probleem van de baggergronden langs de Dender zeer beperkt is (16 ha). Een aantal voormalige baggerstortplaatsen zijn ook mogelijk al in gebruik genomen als industriegebied waardoor er geen bemonsteringen uitgevoerd werden. Alle terreinen waar er bodemverontreiniging gemeten werd bevinden zich stroomafwaarts van Aalst. Er kunnen 2 soorten terreinen met bodemverontreiniging onderscheiden worden. Enerzijds waren er 2 recente stortterreinen (1 en 7 ha) waar er vrij hoge verontreiniging met Cd, Cr en Zn gemeten werd. Anderzijds werd in de nabijheid van een aantal afgesneden en opgevulde meanders lichte bodemverontreiniging vastgesteld. Het is niet altijd duidelijk of dit verontreinigd sediment bij het opvullen van de rivierarmen werd gebruikt of pas later werd afgezet.

IJzer

In 1998 werden verschillende baggergronden langs de IJzer en het kanaal Ieper - IJzer bemonsterd. Het was onmiddellijk duidelijk dat het probleem van de baggergronden zich hier minder stelde, zowel naar oppervlakte als naar verontreiniging met metalen. Langs de IJzer, in het gebied tussen de monding van de Lovaart (Fintele) en de Tervatebrug, en langs het kanaal Ieper-IJzer werden 28 ha baggergronden gelokaliseerd. Op deze baggergronden werden 22 punten bemonsterd en daarbij werden 59 bodemstalen genomen. Van die bodemstalen werden er ondertussen 20 geanalyseerd op metalen. In geen enkel bodemstaal werd het verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 2 (bestemming landbouw, bos en natuur) overschreden.

In vergelijking met de datasets van de baggergronden langs de Boven- en Zeeschelde en de Leie kan er besloten worden dat de ruimtelijke omvang van de baggergronden langs de IJzer en het kanaal Ieper-IJzer zeer beperkt is en dat de gemeten concentraties aan metalen in die baggergronden zeer laag zijn.

Het stortterrein 'Nieuwe Stede' (26.5 ha) bevindt zich in Woumen en werd gebruikt tussen 1990 en 2000 voor het landbergen van baggerspecie uit de Blankaartvijver, en uit het stroomgebied van de IJzer en de polderkanalen. Dit stortterrein werd in 2002 bemonsterd. De bodemverontreiniging met metalen is gering aangezien nergens het verontreinigingscriterium voor natuur overschreden wordt.

Bijlage 3: landgebruiksklassen

akker:	akker
bosaanpl:	het landgebruik op deze terreinen bestaat hoofdzakelijk uit bos, waarbij het bos aangeplant werd. De populierenaanplantingen worden apart gegroepeerd
industri:	industrie
populier:	aanplanting van populier
pop_wilg:	aanplanting van populier en boomvormende wilgen
weiland:	weiland of hooiland
sportter:	sportterrein
wilgenve:	wilgenvegetatie, zijnde een spontane opslag van houtige gewassen, met hoofdzakelijk wilgen (<i>Salix spp.</i>)
open_veg:	open vegetatie, zijnde een spontane groei van hoofdzakelijk kruidachtige planten (>90% van de opp.)
bebouwd:	bebouwd
moeras:	terreinen waarbij meer dan 90% van de oppervlakte tijdelijk of permanent onderhevig is aan waterverzadiging

1. Het register van verontreinigde gronden

1.2. Opbouw en inhoud

Alle oriënterende en beschrijvende bodemonderzoeken (OBO en BBO) die worden uitgevoerd in Vlaanderen worden verzameld in één databank, die wordt beheerd door de OVAM. Sinds november 1999 wordt deze databank automatisch aangevuld door middel van digitale gegevens die bij elk onderzoek worden opgesteld door de erkende bodemsaneringsdeskundige. Het doel van deze databank is het beheer van het register van verontreinigde gronden. In deze databank staan gegevens over:

- De onderzoeken en projecten die zijn uitgevoerd;
- Adres van de onderzoekslocatie;
- Opdrachtgever;
- Geologische gegevens;
- X-Y-coördinaten;
- Kadastergegevens;
- Eigenaar en gebruiker;
- Vlarebo-activiteiten;
- Bestemmingstype;
- Grondwaterkwetsbaarheid;
- Onderzoeksgegevens: alle analyses (vaste deel van de bodem en grondwater) en evaluatie.

Alle analyseresultaten in de databank worden toegewezen aan kadastrale percelen zodat op basis daarvan per kadastraal perceel een uitspraak kan geformuleerd worden. Deze uitspraak komt op het bodemattest te staan, samen met de kadastrale gegevens (adres, kadastrnummer, eigenaar, gebruiker, oppervlakte perceel), de onderzoeken waarop de uitspraak gebaseerd is en een aanduiding welke maatregelen genomen zijn of nog genomen dienen te worden (aanmaning, bodemsaneringsproject, verbintenis, financiële zekerheid, nazorg, ...). Specifieke gegevens over de verontreinigingsparameters, concentraties, ... staan niet vermeld. Een bodemattest is nodig bij overdracht van elk kadastraal perceel in Vlaanderen.

Sinds 2003 is de OVAM ook begonnen met het verzamelen van ruimtelijke informatie in GIS-formaat. In eerste plaats gebeurt dit door de gegevens waarvoor in bovenvermelde databank X/Y-coördinaten staan, te linken met de verschillende GIS-datalagen. In tweede instantie gebeurt dit door informatie op te laden. Voor 01.03.2004 gebeurde dit voor een groot deel manueel. Sinds 01.03.2004 wordt aan de erkende bodemsaneringsdeskundige ook gevraagd om met het onderzoeksrapport en de IBD-file ruimtelijke informatie digitaal aan te leveren.

Het beheer van het register en het vrijgeven van gegevens uit het register, is strikt gereguleerd in het VLAREBO (Hoofdstuk IV, Afdeling 2. Toegankelijkheid van het register). Enkel de administrateur-generaal van de OVAM, de adjunct-administrateur-generaal van de OVAM, de door de administrateur-generaal van de

OVAM aangeduide personeelsleden van de OVAM en de personeelsleden van de OVAM die betrokken zijn bij het beheer van het register, hebben toegang tot het register van verontreinigde gronden.

Voor derden zijn er drie manieren om toegang te krijgen tot het register van verontreinigde gronden:

- Iedereen kan van elk kadastraal perceel in Vlaanderen een bodemattest aanvragen. De prijs van het bodemattest per perceel is 25 EURO.
- Dossiers kunnen ingekeken worden in de kantoren van de OVAM.
- Indien het aantal dossiers waarvan gegevens gevraagd zijn, te groot is om één voor één in te kijken, kan gevraagd worden aan de OVAM om deze gegevens aan te leveren. Dit wordt aanvraag per aanvraag beoordeeld. Vaak gebeurt dit tegen betaling. Het verstrekken van technische gegevens aan andere administraties wordt normaalgezien kosteloos uitgevoerd.

1.2. Vergelijking inventarisatiestudie met register van verontreinigde gronden

De inventarisatie van baggergronden, uitgevoerd door IBW, werd via GIS vergeleken met het register van verontreinigde gronden. Er werd bekeken welke OBO's en/of BBO's gedeeltelijk of volledig op een baggergrond gelegen zijn

In de databank van de OVAM zijn 16 bodemonderzoeken bekend die geheel of volledig op de baggerstorten, geïnventariseerd door IBW gelegen zijn. Het gaat daarbij om 109 kadastrale percelen. Niet al deze onderzoeken hebben betrekking op de baggerstortplaatsen. Het is niet omdat op een baggerstort een onderzoek bij de OVAM gekend is, dat de conclusie ervan gelinkt is aan de aanwezigheid van een baggerstortplaats. Zo is bijvoorbeeld voor dossiernr. 32 (Zwijnaarde) een sanering bezig (R-uitspraak na BBO). De gesaneerde verontreiniging van het terrein is echter niet te wijten aan de aanwezigheid van de opslag van baggerspecie maar eerder aan een vroegere industriële stortplaats. Dossier 10435 (Harelbeke) behandelt een verffabriek die gedeeltelijk op een baggerstort gelegen is. De verontreiniging die gesaneerd dient te worden is afkomstig van de activiteiten van de verffabriek.

Voor de onderzoeken die wel degelijk louter omwille van de aanwezigheid van baggerspecie zijn uitgevoerd, blijkt dat de meerderheid is opgenomen in het register van verontreinigde gronden. Cadmium, zink en PAKs komen het vaakst voor in het vaste deel van de bodem. In het grondwater wordt in 6 van de 16 bodemonderzoeken een overschrijding van de bodemsaneringsnorm voor arseen in het grondwater vastgesteld (tot 7 x bodemsaneringsnorm).

2. het register van de potentieel verontreinigde sites (POT-sites)

2.1. Opbouw en inhoud

Het register met POT-sites (potentieel verontreinigde gronden) is een archief met gegevens over mogelijk verontreinigde gronden. In 1995, toen het bodemsaneringsdecreet nog in zijn kinderschoenen stond, werd door de OVAM aan de gemeenten gevraagd om een overzicht te maken van alle potentieel verontreinigde gronden in hun gemeente. Het betreft o.a. oude stortplaatsen, voormalige industrieterreinen of calamiteiten die in het verleden zijn gebeurd. Alle percelen die mogelijk op bv. de stortplaats liggen, zijn dus potentieel verontreinigd en hebben een onderzoeksplicht bij overdracht van gronden. Indien er een bodemattest wordt

aangevraagd voor een perceel binnen een dergelijke site, wordt de aanvrager van dit bodemattest door de OVAM op de hoogte gesteld van de verplichting tot het uitvoeren van een oriënterend bodemonderzoek.

Binnen de OVAM kan je voor elke site (meestal) volgende gegevens terugvinden:

- Foto's
- Eigenaar/gebruiker van het terrein
- Kadastrale gegevens
- Geologische en hydrogeologische gegevens
- Beschrijving voormalige activiteiten
- Beschrijving huidige activiteiten

Het register van potentieel verontreinigde gronden is niet volledig. Voor sommige gebieden is een redelijk uitgebreid onderzoek gedaan naar de ligging van potentieel verontreinigde gronden, voor andere gebieden is dit niet of slecht uitgevoerd. Bovendien geeft het register enkel een indicatie. Mogelijk is een stort groter of kleiner dan door de gemeente aangegeven. Enkel terreinwerk kan hier duidelijkheid geven. Omwille van deze onvolledigheid wordt het register van verontreinigde gronden niet meer gebruikt als hét instrument om te beslissen of er bij overdracht een bodemonderzoek moet gebeuren of niet. Bij elke overdracht dient door de overdrager (of door de notaris) nagekeken te worden of het al dan niet een risicogrond betreft. Hiervoor zullen zij meestal contact opnemen met de gemeente.

2.2 Vergelijking inventarisatiestudie met register van potentieel verontreinigde gronden

De inventarisatie van baggergronden, uitgevoerd door IBW, werd via GIS vergeleken met de beschikbare ruimtelijke gegevens uit de lijst met POT-sites. Er werd bekeken welke POT-sites gedeeltelijk of volledig op een baggergrond gelegen zijn.

In de lijst van de POT-sites werden 57 kadastrale percelen gevonden die gedeeltelijk of volledig binnen de baggerstorten, geïnventariseerd door IBW, liggen. Uit deze bevraging blijkt duidelijk dat het register van de potentieel verontreinigde gronden niet volledig is.

3. locatie stortplaatsen

3.1. Inleiding

Bovenstaande bevragingen hadden betrekking tot het bekijken over welke gegevens de OVAM beschikt binnen de baggerstorten die zijn geïnventariseerd door het IBW. Daarnaast heeft de OVAM ook bekeken welke extra informatie zij nog kan aanleveren.

3.2. Aangeleverde GIS-laag

Stort_nabij_wl: vlakken van stortplaatsen binnen een strook van 200 meter naast alle bevaarbare waterlopen in Vlaanderen.

In kader van een Vlaamse studie over stortplaatsen is ooit een kaart aangemaakt met alle door de OVAM gekende stortplaatsen. Men kwam uit op een lijst met 1737 stortplaatsen: dit zijn zowel inerte, huishoudelijke als industriële stortplaatsen. In deze dossiers staat aangegeven wat de vermoedelijke aard van de stortplaats is. Dit is echter niet gedigitaliseerd. Zodoende is het niet mogelijk om een selectie te maken van baggerstortplaatsen. Om toch een beperkt beeld te kunnen vormen van baggerstortplaatsen in Vlaanderen, werden alle stortplaatsen die binnen een strook van 200 meter naast bevaarbare waterlopen gelegen zijn, geselecteerd.

3.3. bespreking output

Er werden 242 stortplaatsen gevonden die in een strook van 200 meter van bevaarbare waterlopen gelegen zijn. Dit zijn zeker niet allemaal baggerstortplaatsen. Steekproefgewijs werden enkele stortplaatsen geselecteerd waarvan de vermoedelijke aard van het gestorte materiaal werd nagekeken. Het bleek telkens effectief om baggerstorten te gaan.

Bijlage 5. Blootstellingsevaluatie: Literatuurstudie en eigen onderzoeksresultaten

1. Emissie en transport (fysische processen)

Bij veel vormen van bodemverontreiniging gaat het enkel om oppervlakkige bodemverontreiniging, die geconcentreerd is in de bovenste paar cm van het bodemprofiel, waarbij het ontwikkelde bodemprofiel vanaf de toplaag gradueel verontreinigd werd. Op deze locaties is de bodemverontreiniging meestal relatief heterogeen.

Bij de hier bestudeerde baggerstortplaatsen werd het verontreinigde bodemprofiel in één keer over een grote diepte gerealiseerd. De oude baggerstortplaatsen waren dus “nieuwe” bodems bij het opspuiten van deze terreinen. Het gereduceerde sediment werd meestal hydraulisch op het terrein gepompt. Bodemmateriaal en pollutanten bevinden zich in een specifieke evenwichtssituatie en worden dus samen verplaatst. Vanaf dat het sediment naar het terrestrische compartiment verplaatst wordt, ontstaat er een nieuw evenwicht en begint de bodemvorming, o.a. door oxidatie van het sediment.

Tijdens en na de oxidatie is het neerwaarts transport van metalen (uitloging) gering door de bodemfysische en -chemische eigenschappen van baggerspecie. Het hoog OS-gehalte, en het hoog carbonaatgehalte en de daarmee verbonden neutrale pH bepalen de lage chemische beschikbaarheid van metalen voor uitloging. De belangrijkste bodemfysische eigenschappen die het neerwaarts transport beperken, zijn het kleigehalte en de bodemstructuur. Het sediment heeft een hoog kleigehalte, waardoor de hydraulische geleidbaarheid van het sediment gering is. Anderzijds kunnen er zich op grotere diepte lagen bevinden waar het sediment zich nog in gereduceerde toestand bevindt. Dit leidt mogelijks tot een hogere As-beschikbaarheid en verhoogde As-concentraties in het grondwater.

Bij baggerstortplaatsen met een dikke sedimentlaag (>1 m) werd meermaals vastgesteld dat de bodem zich op grotere diepte nog in gereduceerde toestand bevond. De bodemstructuur van deze gereduceerde laag kan als slibvormig en vrij ondoordringbaar omschreven worden. Naast deze fysische barrière voor uitspoeling is er ook een chemisch barrière-effect, waarbij door de reductie de metalen die eventueel uit de bovenliggende lagen uitspoelen, vastgelegd worden en niet verder kunnen uitspoelen.

Aandachtspunt

- correcte bemonstering van het bodemprofiel: De staalname van baggerstortplaatsen voor algemene karakterisatie en voor uitloogproeven moet conform de bodemopbouw gebeuren. Eerst moet gecontroleerd worden hoe dik de ophoging is, en bij de bemonstering moet vermeden worden dat het materiaal van de baggergrond vermengd wordt met de (niet-verontreinigde) onderliggende bodem. Baggergrond en oorspronkelijke bodem moeten dus strikt gescheiden gehouden worden. Het bemonsteren op vaste dieptes (bijv. de bovenste 30 cm) kan aanleiding geven tot een verkeerd beeld, en daarom moet het volledige profiel bemonsterd worden. Bij baggergronden met een aanzienlijke dikte van de ophoging moet het bodemprofiel eerst opgesplitst worden in de verschillende lagen die best afzonderlijk bemonsterd worden.

Kritische factoren

- aanwezigheid van een gereduceerde sedimentlaag in het bodemprofiel
- bodemeigenschappen, zoals pH en CaCO_3
- concentraties van de polluenten t.o.v. de bodemsaneringsnorm voor het vaste deel van de bodem en het grondwater

2. Transformatie

De transformatie omvat enerzijds abiotische transformatie en anderzijds biodegradatie. Deze processen zijn enkel relevant voor organische polluenten, niet voor metalen. In deze tekst ligt de klemtoon echter op de ecologische risicobeoordeling van metalen.

Kritische factoren

- aëratie van de bodem
- bodembewerkingen
- diepte van de verontreinigde laag

3. Biobeschikbaarheid

Er worden hier 6 compartimenten behandeld: bodem, planten, bodeminvertebraten, herbivoren en detritivoren, biomagnificatie in hogere compartimenten en de strooisellaag. We bespreken ook de biobeschikbaarheid bij landbouwkundig gebruik afzonderlijk. We gaan uit van de bestaande bodemsituatie bij baggergronden, en houden bijgevolg ook rekening met de effecten van mengsels van polluenten in de bodem.

In de voorgestelde aanpak wordt de klemtoon gelegd op het bepalen van de biobeschikbaarheid voor het plantencompartiment in functie van een ecologische risicobeoordeling. Hierbij worden, indien relevant, geldende normen in voedings- en voedergrassen als richtlijn gebruikt. Voor andere plantensoorten/vegetaties of voor polluenten bij voeder- en voedingsgrassen waar geen normen voor bestaan, dient de biobeschikbaarheid afgewogen te worden t.o.v. effectconcentraties of bij het niet beschikbaar zijn hiervan, t.o.v. normale concentratiebereiken voor niet-gecontamineerde bodems.

3.1. Bodem

Totaalconcentraties

De totale bodemconcentratie aan polluenten geeft in eerste instantie enkel een idee over de aanwezigheid van polluenten. Bij het vergelijken van verschillende bodemtypes (bijv. enerzijds zure zandbodems, anderzijds kalkrijke baggergronden) laten totale concentraties niet toe om de biobeschikbaarheid te voorspellen. Daarom zijn verschillende methodes beschikbaar om beschikbare fracties te meten, o.a. via enkelvoudige extracties.

Binnen een bepaald bodemtype (bijv. baggergronden) kan de totale concentratie wel positief gecorreleerd zijn met poriënwaterconcentraties, enkelvoudige extracties, of plantconcentraties (voor één bepaalde plantensoort). In dit geval heeft de totaalconcentratie wel een indicatieve waarde voor de biobeschikbaarheid.

Poriënwaterconcentraties

Niettegenstaande er vrij hoge totaalconcentraties aan metalen gemeten worden in de meeste baggergronden, blijken de poriënwaterconcentraties eerder laag te liggen. Hobbelen et al. (2004) vonden voor verontreinigde sedimentbodems in de Biesbosch (Nederland) poriënwaterconcentraties binnen het normale bereik voor Cd, Zn, Pb en Cu bij 19 niet-gecontamineerde bodems. De bemonsterde sedimentbodems vertoonden echter duidelijk verhoogde totaalconcentraties voor deze metalen (1140-2333 mg Zn/kg droge bodem, 278-600 mg Pb/kg droge bodem en 11.7-19.3 mg Cd/kg droge bodem). De gemeten poriënwaterconcentraties bij een serreproef met 6 baggergronden volgens een pollutiegradiënt lagen ook binnen het normale bereik (Vandecasteele et al., 2004, Hoofdstuk 4), en de waarden voor Zn en Cu lagen zelfs eerder aan de lage kant t.o.v. de referentiewaarden (Tabel b.5.1). Ook Meers (2005) vond normale tot licht verhoogde poriënconcentraties bij een reeks bodems van baggergronden met een variërende graad van bodemverontreiniging, met uitzondering van Cd bij bodems met een totaalconcentratie boven 10-15 mg Cd/kg droge bodem.

Tabel b.5.1. Referentiewaarden voor poriënwaterconcentraties ($\mu\text{g/l}$).

Bodemtype	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Bron
leem- en kleibodems, pH > 7	0.4-3.6	0.4-54	16-58	10-72	0.4-2.5	15-57	Meers, 2005
zand- en leembodems, pH < 7	0.7-8.5	0.4-54	27-176	6-18	0.8-7.4	115-1035	Meers, 2005
referentiegronden	0.3-4.7		54-242		1-147	71-1376	Hobbelen et al., 2004
vlarebo, achtergrondswaarde	1	20	10	10	5	60	
vlarebo, saneringsnorm	5	50	100	40	20	500	

Enkelvoudige extracties

Er zijn heel wat methoden voorhanden om via enkelvoudige extracties een idee te krijgen van de beschikbaarheid van metalen in de bodems. Bij een vergelijking van verschillende extracties bleek dat de 0.01 M

CaCl₂-extractie een vrij goed verband gaf met de effectief gemeten plantconcentraties voor de boon (*Phaseolus vulgaris*) (Meers, 2005).

De gemeten CaCl₂-extraheerbare concentraties in de bodems van de Biesbosch (Hobbelen et al., 2004) lagen ook hoger dan het normale bereik voor kalkrijke kleibodems (Tabel b.5.2) opgesteld door Meers (2005).

Tabel b.5.2. Referentiewaarden voor 0.01 M CaCl₂-geëxtraheerde concentraties (mg/kg droge bodem) (Bron: Meers, 2005).

Bodemtype	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
leem- en kleibodems, pH > 7	0.0011-0.0015		0.024-0.153	0.009-0.046	0.0056-0.0098	0.020-0.153
zand- en leembodems, pH < 7	0.037-0.137		0.033-0.077	0.018-0.102	0.007-0.0133	2.7-11.7

Kritische factoren

- overschrijding van de bodemsaneringsnorm voor het vaste deel van de bodem

3.2. Planten/bladeren

De beoordeling voor voeder- en voedingsgewassen moet gebaseerd zijn op de bestaande kwaliteitsnormen voor die gewassen. De geldende wettelijke normen voor groenvoedergewassen zijn gebaseerd op EU-richtlijn 1999L0029 overgenomen in de federale wetgeving (BS 21/04/99). Normen voor metalen in voedingsmiddelen werden gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad van 21/02/1992 (normen voor Cd, Pb en Hg). Er zijn echter geen normen voor alle metalen in voeder- en voedingsgewassen. Daarnaast vallen verschillende vegetatietypes buiten deze normen. Voor andere plantensoorten/vegetaties of voor pollutanten bij voeder- en voedingsgewassen waar geen normen voor bestaan, dient de biobeschikbaarheid afgewogen te worden t.o.v. effectconcentraties of bij het niet beschikbaar zijn hiervan, t.o.v. normale concentratiebereiken voor niet-gecontamineerde bodems (zie ook 3.)

Er zijn grote verschillen tussen plantensoorten voor wat de metaalopname in bovengrondse plantendelen betreft, en dit geldt zowel voor referentiesituaties als voor verontreinigde bodems. Dit leidt tot een complexe situatie, waarbij concentraties die voor een bepaalde plantensoort met een beperkte opname als hoog bestemd kunnen worden, voor een andere soort met een hoge opname binnen het normale concentratiebereik vallen. Gewas-, boomsoortenkeuze en vegetatietype zijn dus kritische factoren voor het bepalen van biobeschikbaarheid en voor de ecologische risicobeoordeling. Bij verontreinigde uiterwaarden in de Biesbosch (Hobbelen et al., 2004), het baggerstortterrein Geuzenhoek (Leyman en Lust, 1998) en ecosystemen op metaalhoudende restanten van ontginning in Ierland en Wales (Milton et al., 2004) bleek dat de vegetatie een belangrijke rol speelde in de blootstelling van de hogere trofische niveaus aan Cd en andere metalen.

Wilg en populier

Voor wilgen en populieren in serreproeven en in terreinsituaties werden door verschillende auteurs verhoogde Cd- en Zn-concentraties in de bladeren, de stengels, het hout, de schors en de wortels gemeten op verontreinigde, kalkrijke baggerstortplaatsen. Bij serreproeven waarbij de opname door bepaalde klonen of soorten vergeleken werd voor verschillende bodems was er een duidelijk verband tussen bodem- en

plantconcentraties voor Cd (De Vos, 1995; Vandecasteele et al., 2004, Hoofdstuk 4). Het was echter geen 1 op 1-relatie: bij lagere bodemconcentraties werden relatief hogere plantconcentraties gemeten.

Bij het inschatten van het ecologisch risico moet voldoende aandacht besteed worden aan het vergelijken met gegevens van referentie-situaties. Zo blijkt bijvoorbeeld dat op niet-gecontamineerde bodems wilgen en populieren toch vrij veel metalen, en dan vooral Cd en Zn, kunnen opnemen.

Er zijn gegevens beschikbaar voor verschillende soorten binnen het geslacht *Saliceae*: schietwilg, kraakwilg, grauwe wilg, boswilg, katwilg, amandelwilg, zwarte populier, eur-Amerikaanse en inter-Amerikaanse populier, witte abeel, trilpopulier.

Voor As zijn er enkel gegevens over biobeschikbaarheid en opname bij wilg en populier bekend uit buitenlandse literatuur. Uit het kort overzicht in Bijlage 7 blijkt dat verhoogde bodemconcentraties aan As aanleiding kunnen geven tot verhoogde bladconcentraties bij wilg en populier. De accumulatie is echter minder uitgesproken voor As dan voor Cd en Zn.

Maïs

Bladmonsters van maïs werden verzameld op 90 plots op alluviale bodems en baggergronden met variabele bodemverontreiniging (Vandecasteele et al., 2004, Hoofdstuk 3). Voor bodems met Cd-concentraties boven 7 mg Cd/kg droge bodem was er een 50 % probabiliteit dat de Cd-concentraties in maïsbladeren de wettelijk toegelaten concentraties voor voeder overschreden. Er werd aangetoond dat de analyse van bladmonsters van maïs genomen in augustus toelaat om de metaalconcentraties in de bladeren bij de oogst te voorspellen. De bladanalyses kunnen daarom bijdragen tot het inschatten van de potentiële gevaren van maïsteelt op bodems met verhoogde metaalconcentraties.

Inheemse boomsoorten

Bij verschillende aanplantingen van inheemse boomsoorten op verontreinigde baggergronden bleek dat bij o.a. zomereik, winterlinde, boskers, gewone es, gewone esdoorn en zwarte els geen verhoogde bladconcentraties aan metalen gemeten werden. Een geschikte boomsoortenkeuze is dus zeer belangrijk voor het controleren en minimaliseren van de opname van metalen in de bladeren.

Andere plantensoorten

Bij bitterzoet (*Solanum dulcamara*) werden verhoogde Cd-concentraties gemeten op verontreinigde baggergronden (concentraties aan Zn en Mn waren niet verhoogd), bij wolfspoot (*Lycopus europaeus*) werden enkel verhoogde Zn-concentraties gemeten (Piesschaert en Vandecasteele, in voorbereiding). Bij andere courante soorten zoals riet (*Phragmites australis*), grote brandnetel (*Urtica dioica*), watermunt (*Mentha aquatica*), wilgeroosje (*Epilobium hirsutum*), kleeftkruid (*Galium aparine*) en vlier (*Sambucus nigra*), en bij verschillende grassoorten werden geen verhoogde Cd-concentraties en normale tot licht verhoogde Zn-concentraties gemeten (Tack & Verloo, 1996; Leyman en Lust, 1998; Hobbelen et al., 2004; Piesschaert en Vandecasteele, in voorbereiding). De lage opname in grassoorten resulteert in een lage metaalbeschikbaarheid in het plantencompartiment bij wei- en hooiland. Voor As zijn er enkel gegevens over biobeschikbaarheid en opname bekend uit buitenlandse literatuur.

Aandachtspunt

- Planten mogen bij risicobeoordeling niet als een compartiment beschouwd worden via uitmiddeling, want soortensamenstelling is een belangrijke factor voor de biobeschikbaarheid binnen deze schakel in voedselwebben. De gewas- of boomsoortenkeuze en het beoogde vegetatietype zijn dus een belangrijke beheersmaatregel.
- Metaalconcentraties moeten in de mate van het mogelijke in de bladeren worden gemeten i.p.v. de concentraties te voorspellen op basis van bodemextracties of bodemeigenschappen.

Kritische factoren

- vegetatietype, gewaskeuze of plantensoortensamenstelling
- totale bodemconcentraties aan metalen
- diepte van de bodemverontreiniging

3.3. Bodeminvertebraten

Bij ongewervelde predatoren (duizendpoten, loopkevers en webspinnen) en detrivoren (miljoenpoten, pissebedden, regenwormen en naaktslakken) werden op het stortterrein Geuzenhoek (Leyman en Lust, 1998) verhoogde concentraties aan Cd en Zn, en voor bepaalde groepen (loopspinnen, pissebedden en miljoenpoten) ook verhoogde Cu-concentraties gemeten. Vooral regenwormen vertoonden hoge Cd- en Zn-concentraties t.o.v. normale lichaamsconcentraties.

Regenwormen vormen de grootste terrestrische fauna-biomassa. In de transfer van polluenten naar andere trofische niveau's nemen zij een sleutelpositie in (Kreis et al., 1987, Granval en Aliaga, 1988). Uit metingen op verontreinigde uiterwaardenbodems (o.a. Hendriks et al., 1995; Hobbelen et al., 2004) en baggerstortplaatsen (Leyman en Lust, 1998; Vanthuyne, 2003) blijkt dat regenwormen verhoogde lichaamsconcentraties aan Cd, Cr, Pb en Zn vertonen. Regenwormen zelf zijn vooral zeer gevoelig aan verhoogde bodemconcentraties aan Cu, maar hoge concentraties aan andere metalen, en meer specifiek aan Cd kunnen leiden tot risico's voor hun predatoren. Er werd vastgesteld dat regenwormen in verontreinigde uiterwaarden een hoge potentie voor Cd-accumulatie hebben (Hendriks et al., 1995). Faber et al. (2004) besluiten uit een vergelijking van de kwetsbaarheid van bodeminvertebraten voor bodemverontreiniging met metalen dat regenwormen het gevoeligst zijn voor Cu (alle ecologische categorieën), Cd (anekische en endogeïsche wormen) en Zn (endogeïsche regenwormen).

Voor de licht verontreinigde uiterwaarden (Cd < 6.8 mg/kg droge bodem, Zn < 739 mg/kg droge bodem, Cu < 133 mg/kg droge bodem) van de Waal (Nederland) werd besloten dat de verontreiniging minder belangrijk was voor de soortensamenstelling en de diversiteit van de functionele invertebratenfauna (Ma et al., 1997).

Het gebruik van een afdeklaag op de proefsite in Meigem resulteerde in lagere lichaamsconcentraties voor Cd bij de regenworm *Lumbricus rubellus*, maar de lichaamsconcentraties waren toch nog hoger dan voor referentiesituaties (Vandecasteele et al., 2003a). Mogelijks was dit het gevolg van licht verhoogde metaalconcentraties in het strooisel. Zowel bij aan- als afwezigheid van de afdeklaag werden normale Zn-concentraties in regenwormen gemeten.

Naast de effecten op de regenwormen zelf en de functies die ze in de bodem vervullen, vormen regenwormen ook een belangrijke voedselbron voor andere organismen. Deze indirecte blootstelling wordt onder 3.5. en in Bijlage 10 besproken.

Kritische factoren

- Totale bodemconcentraties
- diepte van de verontreinigde laag
- kolonisatieprocessen

3.4. Herbivore, detrivore en carnivore invertebraten en vertebraten

Op het baggerstortterrein Geuzenhoek (Leyman en Lust, 1998) gaven waardplanten met normale metaalconcentraties geen aanleiding tot verhoogde metaalconcentraties in vlinderrupsen en wantsen (herbivoren). Op 2 verontreinigde baggergronden en 1 referentielocatie werden bladhaantjes verzameld en geanalyseerd op metalen. Op de verontreinigde baggergronden vertoonden de bladeren van populier verhoogde bladconcentraties aan Cd en Zn, maar bij de bladhaantjes zelf werden enkel verhoogde Cd-concentraties gemeten (Vandecasteele et al., 2003b).

Twee slakkensoorten (*Cepaea nemoralis* en *Succinea putris*) werden bemonsterd op 4 baggergronden langs de Bovenschelde en de Leie, en aangrenzende niet-gecontamineerde referentielocaties. Algemeen was de diversiteit aan slakken op de bemonsterde baggergronden laag, maar een beperkt aantal soorten komen massaal voor. Niettegenstaande de slakken op de verontreinigde baggergronden verhoogde metaalconcentraties vertoonden, werd de genetische diversiteit en de schelpsterkte en -morfologie niet negatief beïnvloed door de aanwezigheid van metalen (Jordaens et al., 2005a, 2005b).

Er werd in Vlaanderen ook onderzoek verricht naar de opname van metalen bij muizen en andere gewervelden op verontreinigde baggergronden (Huvenne en Lust, 1996; Leyman en Lust, 1998; Mertens et al., 2001). De resultaten worden besproken in Bijlage 8. Voor vertebraten vormt de territoriumgrootte ('home range') een belangrijke factor.

Kritische factoren

- vegetatietype of soortensamenstelling van planten en strooisel bepalen grotendeels de metaalconcentraties in de vegetatie en dus onrechtstreeks de blootstelling voor herbivoren en carnivoren
- diepte van de verontreinigde laag

3.5. Indirecte blootstelling: biomagnificatie en secundaire vergiftiging

Biomagnificatie is het proces waarbij metalen via het voedselweb doorgegeven worden aan hogere trofische niveaus en zo tot indirecte risico's kunnen leiden. Het belang van regenwormen voor biomagnificatie van metalen in terrestrische ecosystemen wordt algemeen aanvaard. Modelleren van de opname en accumulatie van metalen door regenwormen als een biologisch referentiesysteem en een sleutelproces in de trofische transfer is een belangrijk onderzoekstopic bij de risicobeoordeling op verontreinigde locaties (Abdul Rida, 1992; Beyer en Stafford, 1993; Kooistra et al., 2001). In situ observatie van de biomassa en de populatiedynamiek van

regenwormen kan een middel zijn om langetermijn-effecten van bodemverontreiniging te onderzoeken. Grote verschillen in de regenwormbiomassa worden aangetroffen in functie van bodemeigenschappen en bodemverontreiniging, of door verschillen in snelheid van kolonisatie en rekolonisatie. Toch wordt bij locatiespecifieke risicobeoordeling meestal geen rekening gehouden met de regenwormbiomassa en wordt er dus een homogene regenwormbiomassa verondersteld.

kritische factoren

- Schaafeffecten: oppervlakte en geometrie van de verontreiniging versus territoriumgrootte
- Patronen/heterogeniteit van de bodemverontreiniging
- baggerstortplaatsen en regelmatig overstroomde terreinen: kolonisatie door regenwormen
- landgebruikseffect: predatie door specifieke soorten
- doelsoorten en natuurtypen

3.6. Strooisel en bodemprocessen

De strooiselafbraak is het resultaat van een interactie tussen bodeminvertebraten, bacteriën en fungi, en wordt sterk beïnvloed door abiotische factoren. De strooisellaag-biomassa en vooral de strooiselafbraaksnelheid kan beschouwd worden als een belangrijke indicator voor negatieve effecten op lange termijn van verontreiniging met metalen.

Kritische factoren

- Soortensamenstelling
- Bodemcontact
- Strooiseltype
- Afbraaksnelheid
- Evolutie van de strooiselconcentraties tijdens de strooiselafbraak

3.7. Landbouw

Naast de blootstelling van de ecologische compartimenten die hierboven besproken werden, moeten ook humaantoxicologische risico's en risico's voor het vee beoordeeld worden. Hiervoor wordt verwezen naar deel 2 van de basisinformatie voor risicobeoordeling 'Uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-evaluatie' (OVAM-website).

Maïs (zie 2.3.2.) kan jaar na jaar op dezelfde akkers geteeld worden. Veel andere akkerbouwgewassen vereisen echter een teeltrotatie. Alle gewassen in deze rotatie dienen dus aan de geldende normen te voldoen.

Bijlage 6. Effectevaluatie: literatuurstudie en eigen onderzoeksresultaten

Het doel van effectmetingen kan sterk variëren: ofwel gaat het om het testen van een bepaalde chemische stof, ofwel worden bodemspecifieke of locatiespecifieke effecten gemeten. Bodemspecifieke metingen maken gebruik van de bodem van het verontreinigd terrein, maar de testen zelf gebeuren onder gecontroleerde omstandigheden. In het geval van locatiespecifieke metingen gaat het om veldmetingen.

Zowel biochemische, fysiologische en ecologische metingen kunnen gebruikt worden voor effectbepaling van polluenten. De laatste jaren gebeurt er veel onderzoek naar het gebruik van biomarkers. Biomarkers zijn zeer gevoelig en laten toe om in een zeer vroeg stadium effecten vast te stellen, maar deze effecten dienen nog gekoppeld te worden aan uitgesproken toxische effecten op hogere niveaus van biologische organisatie (Europese Commissie, 2000).

Bij baggerstortplaatsen dient het effect van een mengsel van polluenten in een specifieke bodem bepaald te worden. Deze bodem onder labo-omstandigheden brengen resulteert in een aantal wijzigingen. In dit geval gaat het dus om een bodemspecifieke test. Het voordeel van veldmetingen naar mogelijke effecten is dat de bepaalde effecten ook het gevolg kunnen zijn van niet gemeten polluenten.

Het groot nadeel bij effectmetingen is dat ook andere omgevingsfactoren (hydrologie, aëratie, pH, nutriëntstatus) het vastgestelde effect kunnen beïnvloeden, m.a.w. de vraag kan gesteld worden of de vastgestelde effecten wel duidelijk polluteneffecten zijn. Bij ecotoxicologische testen met sedimenten uit onbevaarbare waterlopen na oeverdeponie werden een aantal effecten verklaard door de bodemstructuur en de nutriëntgehalten, en minder door de concentraties aan polluenten (Seuntjens et al., 2004). Dit geeft het belang aan van het principe van de limiterende factor.

We maken onderscheid tussen directe en indirecte effecten (3.1.), waarbij directe effecten makkelijker vastgesteld kunnen worden. Onder 3.2. wordt er vervolgens een overzicht gegeven van de beschikbare resultaten voor baggergronden, ingedeeld volgens de beschikbare categorieën van testen.

1. Directe en indirecte effecten

1.1. Directe invloed: individuele planten en dieren

Er zijn verschillen tussen metalen naar toxiciteit voor planten en dieren. Zo zou Zn meer fytoxisch zijn dan Cd. Veel hangt uiteindelijk af van de concentratie waaraan de plant blootgesteld wordt, en de manier waarop de plant hieraan blootgesteld wordt. Bepaalde elementen zijn essentieel voor planten en dieren (bijv. Cu, Zn, Mn, ...), en kunnen ook bij een te lage concentratie of beschikbaarheid tot problemen leiden (deficiëntie).

Er zijn grote verschillen tussen soorten en binnen dezelfde soort (bijv. tussen verschillende klonen of cultivars) naar tolerantie t.o.v. metalen. Planten en dieren kunnen zich - binnen bepaalde grenzen - gaandeweg zich ook aanpassen aan de verontreiniging. Afhankelijk van de beschikbaarheid en de concentraties aan metalen kunnen de effecten gaan van vertraagde groei tot acute toxiciteit (= afsterven). In bepaalde gevallen kan metaalverontreiniging leiden tot het volledig verdwijnen van de vegetatie. Naast de beschikbaarheid en de concentraties aan metalen speelt ook de bodemvruchtbaarheid een belangrijke rol: op vruchtbare bodems of bodems die meer geschikt zijn voor een bepaalde plantensoort, zal deze soort minder negatieve effecten ondervinden van de metaalverontreiniging.

1.2. Indirecte invloed op vegetaties en soortensamenstelling

Een indirecte invloed van metaalverontreiniging is dat de samenstelling van de vegetatie kan wijzigen met een groter aandeel aan minder gevoelige soorten (of klonen). Wanneer planten direct afsterven o.i.v. metaalverontreiniging, is het risico dat verhoogde plantenconcentraties leiden tot verhoogde concentraties in organismen die deze planten als voedsel gebruiken, zeer gering. In veel gevallen echter kunnen de planten overleven, en kunnen ze bepaalde metalen in verhoogde concentraties opslaan in onder- of bovengrondse plantendelen. Het feit dat een plant minder gevoelig is voor een bepaald metaal kan tot secundaire effecten leiden: een plant kan 'naar hartelust' Cd opnemen zonder nadelige effecten, maar alle organismen die deze plant als voedsel gebruiken of die in het strooisel leven dat deze planten produceren, worden hierdoor aan hoge concentraties blootgesteld en kunnen dus wel nadelige effecten ondervinden. De blootstelling van het voedselweb gebeurt niet altijd via de vegetatie, maar kan ook rechtstreeks via de bodem gebeuren (bijv. bodem-regenwormen-weidevogels).

2. Resultaten van het onderzoek bij baggergronden

Er kan gesteld worden dat men bij het gebruik van ecotoxiciteitstesten onder labo-omstandigheden door het verplaatsen van het bodemmateriaal de chemische toestand van de bodem kan wijzigen waardoor de resultaten niet meer vergelijkbaar zijn met de veldsituatie. Metingen van toxiciteit in veldomstandigheden zijn echter meestal moeilijk te realiseren.

2.1. Single species-testen onder gecontroleerde omstandigheden

Wilgen en populier

Er zijn gegevens beschikbaar van verschillende testen met wilgenstekken onder gecontroleerde omstandigheden. Er zijn resultaten voor verschillende wilgensoorten en –klonen, waarbij diverse bodems van baggergronden getest werden. Een overzicht van de resultaten wordt in Tabel b.6.1 gegeven. Hierbij worden enkel de resultaten gegeven van aërobe bodembehandelingen zonder toevoeging van bepaalde metaalmobiliserende of –immobiliserende producten.

Tabel b.6.1. Overzicht van de hoogste totale bodemconcentraties aan metalen die gebruikt werden in testen met wilgen- en populierenstekken onder gecontroleerde omstandigheden, en de gemeten effecten op groei en overleving van de stekken.

Bron	Soort	Duur (dagen)	Max. totale bodemconcentraties (mg/kg droge grond)				Meetbare effecten op groei of overleving
			Cd	Cr	Cu	Zn	
De Vos (1995)	<i>Salix fragilis</i> (Belgisch Rood)	120	16	220	174	1650	geen
Vandecasteele et al. (2004)	<i>Salix fragilis</i> (Belgisch Rood)	100	41	1900	166	2400	geen
Vandecasteele et al. (2004)	<i>Salix viminalis</i> (AAGE)	100	41	1900	166	2400	geen
Vandecasteele et al. (2004)	<i>Salix cinerea</i>	91	15	290	171	1770	geen
Vandecasteele et al., in voorbereiding	<i>Salix cinerea</i>	111	14	490	147	1280	geen
Vandecasteele et al., in voorbereiding	<i>Populus nigra</i>	111	14	490	147	1280	geen
Vandecasteele et al., in voorbereiding	<i>Salix cinerea</i>	112	26	2170	136	3040	geen

Meers (2005) berekende LOEC-waarden voor de groei van wilgenstekken in een hydroponisch systeem op basis van de poriënwaterconcentraties. Deze waarden waren 5 mg Cd/l, 0.25-0.50 mg Cu/l en 5-10 mg Zn /l. Deze concentraties voor Cd, Cu en Zn zijn duidelijk hoger dan de poriënwaterconcentraties die bij baggergronden gemeten werden en de geldende normen voor metaalconcentraties in grondwater (Tabel b.5.1).

Regenwormen

Specifiek voor baggergronden werden er een aantal labotesten met regenwormen, en meer specifiek met de regenworm *Lumbricus terrestris* uitgevoerd (Tabel b.6.2). Hieruit bleek dat volwassen exemplaren van *L. terrestris* niet gevoelig zijn voor het geteste bereik van metaalconcentraties in de bodem.

Tabel b.6.2. Overzicht van de hoogste totale bodemconcentraties aan metalen die gebruikt werden in testen met volwassen exemplaren van de regenworm *L. terrestris* onder gecontroleerde omstandigheden, en de gemeten effecten op groei en overleving van de regenwormen.

Bron	Duur (dagen)	Max. totale bodemconcentraties (mg/kg droge grond)				Meetbare effecten op groei of overleving
		Cd	Cr	Cu	Zn	
Vandecasteele (1996)	30	16	220	174	1650	geen
Vandecasteele (1996)	120	16	220	174	1650	geen
Vandecasteele et al., in voorbereiding	30	14	490	147	1280	geen
Vandecasteele et al., in voorbereiding	30	26	2170	136	3040	geen

Biotest met boon (*Phaseolus vulgaris*) en ecotoxiciteitstest met potworm (*Enchytraeus albidus*)

Toxiciteitstesten met bodemmateriaal van terrestrische sedimentbodems werden uitgevoerd door Meers et al. (2006) en Seuntjens et al. (2004). Seuntjens et al. (2004) vergeleken tijdens de karakterisatiefase van het onderzoek naar de verspreiding van polluenten in oeverbodems plantenkiemtesten met raaigras, radijs en rode klaver, en stress-enzymtesten met *Phaseolus vulgaris* voor de risico-beoordeling van verontreinigde oeverbodems. De biotest met boon bleek de meest geschikte test, omdat de resultaten voor de andere soorten sterk beïnvloed werden door de bodemvruchtbaarheid. Mogelijks was de lage pH de reden voor de vastgestelde fytoxiciteit voor boon bij één van de waterlopen. De resultaten van de toxiciteitstesten met invertebraten

duidden op verhoogde toxiciteit bij een aantal oever- en referentiebodems van de studie, maar de toxiciteit was niet éénduidig toe te schrijven aan de vastgestelde bodemverontreiniging.

Tijdens de 2^{de} respectievelijk 3^e fase van de studie werd het effect van het uitrusten van sedimenten op oeverstroken onder labo-condities en in veldcondities bestudeerd (Seuntjens et al., 2004). Hieruit bleek dat het niet mogelijk was de veldcondities in het labo te simuleren aan de hand van constante regenval. De effecten in de labo-studie op boon waren niet éénduidig aan de bodemverontreiniging toe te schrijven. Tijdens de derde fase bleek dat de oxidatie van het gereduceerde sediment leidde tot een tijdelijke mobilisatie van metalen, en dat dit gepaard ging met een hogere toxiciteit voor de potworm en de boon, maar dat de toxiciteit terug afneemt naarmate het sediment uitgerijpt is (Seuntjens et al., 2004). Dit wijst er op dat de chemische toestand waarin het verontreinigd sediment of de baggergrond zich bevindt, zeer sterk het resultaat van de testen bepaalt.

Meers et al. (2006) vergeleken de groei en morfologische verschillen, metaalopname en stress-enzymepatronen bij *Phaseolus vulgaris* bij bodemmateriaal van enerzijds een aantal baggergronden en anderzijds een aantal Kempische zandgronden. Voor beide groepen werden bodems met variërende verontreinigingsgraad geselecteerd. De baggergronden hadden maximaal een globale fytotoxiciteitsindex van 2, wat wijst op licht toxische effecten. Bij de Kempische zandgronden werd een hogere fytotoxiciteitsindex bereikt. Er werd lichte toxiciteit vastgesteld bij de baggergrond met de hoogste metaalconcentraties. Bepaalde verontreinigde baggergronden werden als niet-toxisch beoordeeld, terwijl niet-verontreinigde baggergronden wel licht toxisch bleken. Meers et al. (2006) besluiten dat de test verder verfijnd moet worden omdat het onduidelijk is wat het effect is van algemene bodemeigenschappen en voedingstoestand op de testresultaten voor *Phaseolus vulgaris*.

2.2. Multispecies-testen onder gecontroleerde omstandigheden

Rond het gebruik van multispecies-testen voor locatie-specifieke ecologische risicobeoordeling werden weinig referenties gevonden.

2.3. *In situ* metingen van bodemprocessen

Een kritische schakel en een te vermijden effect is de accumulatie van organisch materiaal op de bodem (strooisellaag) of in de toplaag van de bodem, zeker als dit gepaard gaat met de accumulatie van metalen. Decompositie van organisch materiaal in of op de bodem is een belangrijk bodemproces en kan getest worden via verschillende methodes (o.a. cotton strip, litter bag en bait lamina test). Deze technieken zitten nog in de onderzoeksfase en worden momenteel ook onderzocht op oude baggerstortplaatsen door het IBW.

2.4. In situ bepaling van soortensamenstelling en biomassa voor bodemorganismen

Het vergelijken van de soortensamenstelling en de biomassa aan bodemorganismen op verontreinigde locaties in vergelijking met niet-gecontamineerde locaties met gelijkaardige bodemeigenschappen kan inzicht verschaffen in effecten van de bodemverontreiniging. Onderzoek naar de regenwormbiomassa en soortensamenstelling op oude baggerstortplaatsen leidde tot de conclusie dat er geen effecten van de bodemverontreiniging konden vastgesteld worden, maar dat er een vrij lange periode (meer dan 30-40 jaar)

nodig is vooraleer alle ecologische categorieën de oude stortplaatsen konden koloniseren (Vandecasteele et al., 2003a, Hoofdstuk 1). Ook bij het stortterrein Geuzenhoek werd een relatief lage regenwormbiomassa (1.0-11.5 g vers gewicht/m²) gevonden 7 jaar na het opspuiten (Leyman en Lust, 1998).

Bijlage 7. Opname van As door wilg en populier

Madejón et al. (2004) bemonsterde witte abelen langs de Guadiamar (Zuid-Spanje) na een accidentele lozing van mijnafval. De aangerijkte kalkrijke alluviale bodem had licht verhoogde Cd, Zn en As-concentraties (111 ± 19 mg As/kg droge grond). De bladconcentraties bij witte abeel waren iets hoger dan de bladconcentraties bij referentiebodems (2.70 ± 0.24 t.o.v. 0.99 ± 0.23 mg As/kg DS). Vyslouzilova et al. (2003) voerden een potproef met wilgen uit bij bodems met en zonder metaalaanrijking. Bij de bodem met 40.4 mg Cd/kg droge grond, 2087 mg Zn/kg droge grond en 118 mg As/kg droge grond vertoonden de wilgen een beperkte As-accumulatie in vergelijking met Cd en Zn. Er werden As-concentraties van 2-9 mg/kg DS in de bladeren gemeten bij deze bodem. Bladconcentraties bij de niet-verontreinigde bodem bedroegen 0.33-1.4 mg As/kg DS. Bij de verontreinigde bodem lag de biomassa van de wilgen significant lager dan bij de controle. Dit kan wijzen op toxische effecten op de groei, waardoor de bladconcentraties mogelijk hoger liggen dan bij een normale groei (= minder concentratieverdunding door groei). Stoltz en Greger (2002) bemonsterden wilgen bij mijnafval dat onder een laag water gestockeerd werd, en imiteerden deze situatie onder gecontroleerde omstandigheden met een hydroponisch systeem. De totale As-concentratie in het mijnafval bedroeg 152 mg As/kg DS. De gemeten arseenconcentraties in de bladeren bedroegen 0.7 ± 0.1 in het veld t.o.v. 0.5 mg As/kg DS onder gecontroleerde omstandigheden. Bij de niet-gecontamineerde behandeling werd er een bladconcentratie van 0.11 mg As/kg DS gemeten. Uit dit kort overzicht blijkt dat verhoogde bodemconcentraties aan As aanleiding kunnen geven tot verhoogde bladconcentraties bij wilg en populier. De accumulatie is echter minder uitgesproken voor As dan voor Cd en Zn.

Bijlage 8. Metaalopname bij gewervelde organismen op baggergronden

Op de proefsite in Menen werd onderzoek gedaan naar de biobeschikbaarheid van metalen voor gewone bosmuis (*Apodemus sylvaticus*), rosse woelmuis (*Clethrionomys glareolus*), bosspitsmuis (*Sorex araneus*) en huisspitsmuis (*Crocidura russula*) door Huvenne & Lust (1996) en door Mertens et al. (2001). Huvenne en Lust (1996) onderzochten ook een aantal wezels om de biobeschikbaarheid van metalen te kunnen inschatten. De gewone bosmuis was de meest aangetroffen soort.

Huvenne en Lust (1996) stelden vooral een hoge accumulatie van Cd en Cu vast in de nieren, terwijl Pb en Zn niet geaccumuleerd werden en in relatief lage concentraties voorkwamen. In deze bespreking gaan we ons concentreren op Cd, aangezien dat algemeen als het meest toxische zware metaal beschouwd wordt. Huvenne en Lust (1996) vonden algemeen drie keer hogere Cd-concentraties in de nieren dan in de lever voor wezel, gewone bosmuis en huisspitsmuis. De absolute Cd-concentraties in de nieren liggen ongeveer dubbel zo hoog dan de referentiewaarden die in de literatuur gevonden werden, maar duidelijk lager dan waarden die gerapporteerd werden voor sterker vervuilde sites.

De Cd-concentraties lagen iets hoger in de carnivore huisspitsmuis dan in de herbivore gewone bosmuis. Dit werd ook vastgesteld in verontreinigde uiterwaarden in Nederland (Kooistra et al., 2001). Toch zijn de gevonden

Cd-concentraties in Menen veel lager dan de LOAEC-waarde (Lowest Observed Adverse Effect Level) van 120 mg Cd/kg DS nier (Ma en Van der voet, 1993) en de NOEC-waarde (No Observed Effect Level) van 150 mg Cd/kg DS nier gebruikt door Gorree et al. (1995), nl. 3.75 ± 2.99 mg Cd/kg DS nier voor gewone bosmuis, 24.8 mg Cd/kg DS nier voor huisspitsmuis, en 0.59 ± 0.01 mg Cd/kg DS nier voor wezel voor het depot A4. De bodemverontreiniging in dit depot ligt echter niet zo hoog en varieert sterk in functie van de textuurgradiënt (0.3-9.7 mg Cd/kg droge grond, 78-227 mg Cr/kg droge grond en 136-1055 mg Zn/kg droge grond).

De concentraties aan metalen in wilgen en muizen in Menen werden vergeleken met resultaten voor een baggergrond in Bachte-Maria-Lerne en een infrastructuurspeciéstort in Lovendegem (Mertens et al., 2001), beide gelegen langs het afleidingskanaal van de Leie. Het risico voor secundaire vergiftiging bij predatoren werden laag ingeschat bij het aanwenden van de gegevens voor de 3 terreinen (vanuit een worst-case standpunt) in het BIOMAG-model (Gorree et al., 1995). Belangrijk was echter de vaststelling dat er op de site in Menen en Bachte-Maria-Lerne hoge Cd-gehalten in de wilgen gemeten werden in vergelijking met de site in Lovendegem. Er werd daarentegen geen significant verschil vastgesteld tussen de 3 locaties voor de gehalten aan Cd en Zn in de 3 soorten muizen (concentraties uitgedrukt op volledige lichaamsgewicht). Er werd eveneens geen duidelijk verschil gevonden voor Cd tussen de concentraties in de lever van de bosspitsmuis voor Menen (verontreinigd) en Lovendegem (niet verontreinigd). De grote verschillen in bodemconcentraties aan Cd en Zn geven dus geen aanleiding tot aantoonbare verschillen in lichaamsconcentraties bij muizen.

In de lever en de nieren van aardmuizen (herbivoor), bosmuizen (omnivoor) en spitsmuizen (insectivoor) werden geen normale of niet detecteerbare concentraties aan Cd, Cu, Mn, Zn, Cr, Ni en Pb gemeten op het baggerstortterrein Geuzenhoek (Leyman en Lust, 1998). Enkel bij de bosspitsmuis werden er verhoogde Cd-concentraties in lever en nieren gemeten. Dit werd toegeschreven aan het groot aandeel regenwormen in het dieet van deze soort.

Hierbij moet opgemerkt worden dat de proefsite in Menen door zijn opbouw (afzonderlijke depots van ongeveer 0.32 ha) en geringe oppervlakte een vrij heterogeen verontreinigingsbeeld oplevert, wat mogelijks milderend kan werken. Ook het stortterrein Geuzenhoek heeft een relatief beperkte oppervlakte (0.54 ha) en bestaat uit zes afzonderlijke depots. Voor de bosmuis bijv. varieert de territoriumgrootte tussen 1.2 en 3.6 ha voor laag-productieve ecosystemen, en tussen 0.17 en 0.63 ha voor een soortenrijk bos (Attuquayefio et al., 1986 geciteerd in Milton et al., 2002).

Bijlage 9. Stand van zaken van het onderzoekskader i.v.m. baggergronden

De bodems van baggergronden in het studiegebied hebben een hoog organische stof-, klei- en calciumcarbonaatgehalte. Het uitloggen van metalen en eventuele grondwaterverontreiniging is onder deze omstandigheden minder waarschijnlijk. Daarentegen is de biobeschikbaarheid van metalen voor planten en bodeminvertebraten een mogelijke bedreiging, in het bijzonder op lange termijn. Risicobeoordeling mag niet enkel gebaseerd zijn op bodemfysische en -chemische eigenschappen maar zou ook de metaalbeschikbaarheid voor planten en ongewervelde bodemdieren moeten in rekening brengen. Daarom moet de risicoschatting van historisch verontreinigde gronden gebaseerd zijn op voedselwebben die relevant zijn voor de bestudeerde locaties.

Het onderzoek spitte zich vooral toe op het gebruik van planten voor het bepalen van de metaalbiobeschikbaarheid, en onderzoek naar ecosysteemeffecten van bodemverontreiniging. Voor de

boomsoorten die courant op terrestrische sedimentbodems voorkomen of er aangeplant worden, werden nog geen directe toxische effecten vastgesteld binnen de concentratiespreiding aan metalen in deze bodems. Spontane groei van wilgen en wilgen- en populierenaanplantingen op geoxideerde verontreinigde baggergronden gaan gepaard met verhoogde bladconcentraties aan Cd en Zn. Het onderzoek probeert vooral het voorkomen van secundaire effecten (bijv. strooiselafbraak) van deze verhoogde beschikbaarheid op lange termijn te bestuderen.

In veldsituaties en proeven onder gecontroleerde omstandigheden met wilgen, populieren en andere boomsoorten werden tot nog toe zeer weinig directe effecten op overleving en groei vastgesteld. Er blijft echter een grote onzekerheid bestaan: het is moeilijk om te evalueren welke plantensoorten zouden moeten voorkomen, en die nu eventueel ontbreken als gevolg van de metaalaanrijking of de hoge nutriëntconcentraties in de bodem. Voor wilg en populier werden echter wel verhoogde bladconcentraties gemeten, die resulteerden in verhoogde strooiselconcentraties en hoge metaalconcentraties in bladetende insecten.

De analysesresultaten tonen aan dat bladconcentraties belangrijke indicatoren zijn voor de biobeschikbaarheid van Cd, Zn en Mn in locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling, aangezien deze gegevens ook relevant zijn voor de transfer van metalen doorheen de voedselketen. De grote verschillen in achtergrondconcentraties en opnamepatronen tussen soorten bemoeilijkt een éénduidige bepaling van algemeen geldende normale en toxische plantenconcentraties. De vegetatiesamenstelling of de gewas- en boomsoortenkeuze zijn een kritische factor bij locatiespecifieke risicobeoordeling.

Uitgebreid onderzoek naar strooiselafbraak gaf tot nu toe geen indicaties van toxische effecten op dit belangrijk bodemproces. Het ontbreken van directe toxische effecten sluit niet uit dat er zich zeer specifieke interacties op lange termijn kunnen manifesteren.

De toxiciteit bij verontreinigde baggergronden voor regenwormen was beperkt, zowel bij potproeven als in terreinsituaties. Voor oude baggerstortplaatsen bleek dat de kolonisationsnelheid een grotere invloed had op de regenwormbiomassa dan de verontreinigingsgraad. Regenwormen hebben een beperkt vermogen tot koloniseren. Recente terreinen (bijv. baggergronden) worden relatief traag gekoloniseerd door deze organismen. Voor wat betreft de secundaire effecten, bleek dat zowel de aanwezige regenwormbiomassa als de concentraties aan metalen in regenwormen in rekening gebracht moeten worden.

Bij het inschatten van het ecologisch risico moet voldoende aandacht besteed worden aan het vergelijken met gegevens van referentie-situaties. Zo blijkt bijvoorbeeld dat op niet-gecontamineerde bodems wilgen en regenwormen toch vrij veel metalen, en dan vooral Cd en Zn, kunnen opnemen.

Uit dit onderzoek kan er uiteindelijk besloten worden dat zeer grote en duidelijke negatieve effecten voor de omgeving nergens vastgesteld werden. Coherente uitspraken in een Vlaamse context zijn alleen mogelijk op basis van langetermijn onderzoek.

Bij aanwezigheid van bodemverontreiniging dient het beheer afgestemd te worden op het beperken of vermijden van de export en de beschikbaarheid van metalen. Een eerste bepalende factor is het landgebruik. Bij landbouwkundig gebruik kan akkerbouw vermeden worden, omdat bemesting en bodembewerkingen leiden tot een verhoogde beschikbaarheid van metalen, en omdat bij de oogst metalen geëxporteerd worden via planten die als groenvoeder gebruikt worden, of die in de voedselketen komen. De haalbaarheid van alternatieven voor traditionele akkerbouw (o.a. houtige biomassateelt) moeten overwogen worden. Het risico van het landbouwkundig gebruik van verontreinigde bodems als weiland is een complexe zaak, waarbij ook een aantal ecologische facetten bekeken moeten worden. Bij bebossing moet gebruikt gemaakt worden van geschikte

inheemse boomsoorten die geen verhoogde metaalopname in de bovengrondse plantendelen vertonen. Wanneer verontreinigde baggergronden voor natuurontwikkeling aangewend worden, dient het beheer eveneens gericht te zijn op het beperken van de ecologische risico's.

Bijlage 10. Het belang van regenwormen voor het risico op secundaire vergiftiging

Regenwormen worden als zeer bruikbaar beschouwd voor het evalueren van bodemverontreiniging met metalen (Menzie et al., 1992) omdat de regenwormbiomassa (het gewicht aan regenwormen) en regenwormdensiteit (het aantal regenwormen) gevoeliger zijn voor bodemverontreiniging dan andere indicatorsoorten (Spurgeon et al., 1996). Metalen kunnen 2 belangrijke effecten hebben op ecosysteemniveau: (a) accumulatie van bijv. Cd kan leiden tot het risico van secundaire vergiftiging, terwijl (b) regenwormen reeds uit de bodem verdwijnen bij eerder lage Cu-concentraties wat op zijn beurt weer voedselschaarste voor regenwormpredatoren kan veroorzaken (Abdul Rida, 1992; Klok et al., 2000).

Voor Cd is een belangrijke pollutant voor transfer doorheen de voedselketen, terwijl Cu de meest bepalende pollutant is voor de overleving van regenwormen. Dit betekent dat in bodems met een lage Cu-verontreiniging en een hoge Cd-verontreiniging er een groter risico is aangezien meer regenwormen met hoger Cd-lichaamsconcentraties beschikbaar zijn voor predatie, terwijl in het tegenovergestelde geval er minder regenwormen kunnen overleven. Daarnaast is ook de kolonisationsnelheid van een verontreinigde locatie een belangrijke factor in de risicobeoordeling van baggerstortplaatsen. Risicobeoordelingsmodellen concentreren zich meestal op de opname en transfer van metalen door regenwormen. Vooraleer echter een geschikt model voor een bepaald gebied geselecteerd wordt, moet er nagegaan worden of er verschillen in regenwormbiomassa zijn als gevolg van verschillen in bodemeigenschappen. Als er geen grote verschillen zijn tussen de referentiesituatie en de verontreinigde locatie, dan kan een model gebruikt worden zonder correctie voor biomassaverschillen of m.a.w. kan een gelijke biomassa op alle locaties worden vooropgesteld. Wanneer er echter duidelijk verschillen zijn in regenwormbiomassa tussen de referentielocatie en het verontreinigde gebied, dan is de voedselbeschikbaarheid onderhevig aan ruimtelijke variabiliteit. Ruimtelijke patronen in voedselbeschikbaarheid moeten dan geïntegreerd worden in de ecologische risicobeoordeling, net zoals dit moet gebeuren voor ruimtelijke patronen van de bodemverontreiniging (Kooistra et al., 2001) en voor verschillen in het voedingspatroon van de predatoren (Heikens et al., 2001).

Bijlage 11. Risicobeoordeling voor steenuil: evalueren van het ruimtelijk patroon van de verontreiniging

Beschrijving van het model

Steenuil is een representatieve soort voor alluviale gebieden en een model gebaseerd op deze soort is dus relevant voor de risicobeoordeling van oude baggerstortplaatsen. Deze stortplaatsen bevinden zich hoofdzakelijk in of nabij alluviale gebieden. Het model werd in verschillende fasen ontwikkeld met als doel om het risico van verschillende beheersscenario's voor verontreinigde uiterwaarden in Nederland te kunnen

beoordelen. Het model gaat uit van een representatieve voedselketen, waarbij voor elke schakel de probabiliteit van de doorvergiftiging mee in de model verwerkt wordt d.m.v. Monte Carlo-simulaties. Als laatste component werd er een GIS-schakel toegevoegd, die toelaat om het ruimtelijk verontreinigingspatroon (voor zowel de absolute omvang als de configuratie van de bodemverontreiniging) mee in rekening te brengen. De kans op overschrijding van het risicoquotiënt wordt procentueel uitgedrukt: $Risico = [p(PEC/PNEC) > 1] * 100\%$.

Bruikbaarheid van het model

Niettenstaande deze terreinen grotendeels aangeplant werden met wilgen, kan het terrein omschreven worden als een zachthoutoobos volgens het handboek natuurdoeltypen (Bal et al., 2001). Deze typering laat toe om gericht risicobeoordelingen uit te voeren naar bepaalde doelsoorten toe. Niettenstaande steenuil een soort is die meer karakteristiek is voor graslanden, wordt de soort toch als doelsoort voor wilgenbossen vermeld (Bal et al., 2001). De opbouw van de voedselketen is bovendien representatief voor een groot aantal doelsoorten van dit natuurdoeltype.

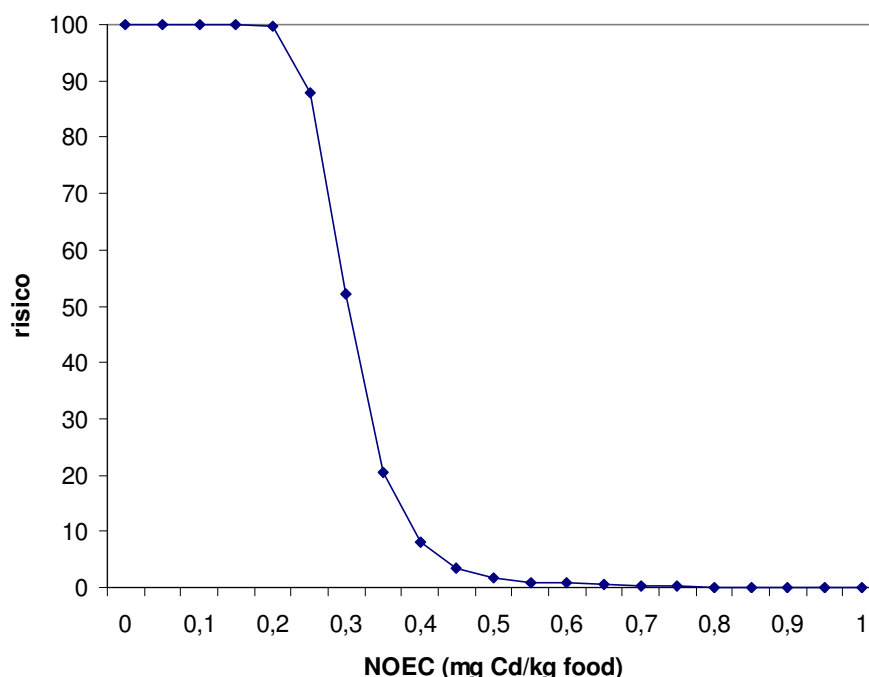
In realiteit zijn er heel wat beïnvloedende factoren. Zo kan er aangenomen worden dat de hoeveelheid regenwormen in de slibdepots lager zal zijn dan in de alluviale bodems tussen de bekkens, zoals werd vastgesteld op een aantal baggergronden langs de Bovenschelde en de Leie (lopend onderzoek). Naast het risico voor toxiciteit door secundaire vergiftiging kan bodemverontreiniging ook leiden tot een verminderd voedselaanbod voor hogere trofische niveaus (Klok, 2000). Hörnfeldt & Nyholm (1996) rapporteerden sterke aanwijzingen dat het verminderde broedsucces van ruigpootuil in een verontreinigd gebied rond een smelterij meer het gevolg was van een verminderd voedselaanbod van muizen dan door toxische effecten voor uilen. Toch kunnen er onverwachte interacties optreden: Groen et al. (2000) voorspelde dat bij vernatting van verontreinigde uiterwaarden het aandeel muizen in het voedsel van steenuil zal verminderen waardoor regenwormen een groter aandeel van het dieet uitmaken. Voor een zelfde bodemconcentratie werden hogere gehalten aan metalen in regenwormen t.o.v. muizen aangetroffen, waardoor de toxicologische risico's voor steenuil toenemen bij het gewijzigd beheer.

Parameters

De belangrijkste parameters in het model zijn de NOEC-waarden voor Cd, Cu en Zn voor de verschillende organismen. Bij de toepassing van het model zoals beschreven door Kooistra et al. (2001) met een NOEC-waarde voor steenuil van 0.25 mg Cd/(kg vers gewicht per dag) blijkt dat zelfs zeer lage bodemconcentraties aan Cd leiden tot zeer grote risico's uitgedrukt als risicoquotiënt. Dit heeft wel tot gevolg dat bijvoorbeeld in dit geval voor spitsmuis het risicoquotiënt kan oplopen tot 100%, waar uit je zou kunnen concluderen dat de populatie hierdoor verminderd wordt waardoor hogere trofische niveaus hun dieet moeten wijzigen of hun voedselgebied verplaatsen. Dit is echter een tekortkoming van het model: er wordt overal een gelijke spreiding van organismen verondersteld.

In werkelijkheid is er een grote onzekerheid bij het gebruik van de toxiciteitswaarden. Deze onzekerheid wordt veroorzaakt door verschillen tussen individuen binnen een populatie, omrekening van waarden van laboproeven naar veldomstandigheden, enz. De soms zeer lage aanvaardbare concentraties die uit proeven afgeleid worden, zijn meestal het gevolg van de hoge statistische prijs die betaald moet worden om met

een grote zekerheid een bepaald effect te kunnen uitsluiten. Bepaalde kritische waarden voor essentiële metalen (zoals Cu) in de bodem zijn zo laag dat heel wat organismen bij dergelijke lage concentraties in de problemen komen door een tekort aan Cu (Hopkin, 1994). Om de invloed van de NOEC-waarde beter te kunnen bestuderen, werd de simulatie voor de referentiesituatie (een niet-gecontamineerde bodem) herhaald voor verschillende NOEC-waarden voor Cd bij steenuil. Uit Fig. b.11.1 blijkt zeer duidelijk de grote invloed van de gekozen NOEC.



Figuur b.11.1. Relatie tussen de NOEC-waarde voor Cd bij steenuil en de risicoschatting voor een referentiebodem (0.8 mg Cd/kg DS).

In ideale omstandigheden zouden NOEC-waarden moeten afgeleid worden voor de doelsoort, en bij voorkeur in veldomstandigheden. In realiteit worden meestal waarden gebruikt voor verwante diersoorten, afgeleid uit labo-onderzoek. Kooistra et al. (2001) bepaalden de NOEC-waarde voor Cd bij steenuil op 5 NOEC-waarden gemeten voor verschillende soorten vogels. Deze waarden waren: 0.2, 1.6, 1.9, 12.0 en 38.0 mg/kg voedsel (Kooistra, mondelinge mededeling). Opvallend is de grote spreiding van deze waarden. Er zijn verschillende mogelijkheden om met deze spreiding om te gaan, maar dit is afhankelijk van de doelstelling van de risicobeoordeling.

Uit deze overwegingen kunnen we besluiten dat het gebruik van dergelijke modellen zeker geen absolute resultaten geeft. Deze modellen zijn echter perfect bruikbaar om enerzijds verschillende beheersscenario's te vergelijken naar risico's toe (Kooistra et al., 2001) of om anderzijds de invloed van de geografische spreiding en omvang van bodemverontreiniging te kunnen kaderen, zoals hier zal gebeuren. Elk model zou ook aan de realiteit getoetst moeten worden (validatie). Voor het BIOMAG-model bijvoorbeeld blijkt

bij het vergelijken met metingen van organismen die in een bepaald gebied gevangen werden, dat het model een sterke overschatting geeft (factor 1000) van de Cd-concentratie in de nieren van kerkuil.

Afkortingen

As: arseen
ATR: aanrijking t.o.v. referentiewaarden
AW: achtergrondswaarde
BATNEEC: best available technique not entailing excessive costs
BSN: bodemsaneringsnorm
BSN1&2: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 1 (natuur) en 2 (landbouw) (voorlopig nog identiek voor beide landgebruikstypes)
BSN3: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 3 (woongebieden)
BSN4: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 4 (recreatie)
BSN5: bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype 5 (industrie)
C: koolstof
Cd: cadmium
CMA: compendium van monsternamen en analysemethoden van de VITO
Cr: chroom
Cu: koper
DA: droge asgehalte
DS: droge stof gehalte
EC: elektrische geleidbaarheid, uitgedrukt als $\mu\text{S}/\text{cm}$
GV: Gloeiverlies
MO: Minerale olie, synoniem voor een groep koolwaterstoffen
N: stikstof
Ni: nikkel
OC: organische koolstof
OM: organisch materiaal, synoniem voor organische stof
OS: organische stofgehalte, procentueel uitgedrukt
P: fosfor, uitgedrukt als mg/kg DS
Pb: lood
S: zwavel, uitgedrukt als mg/kg DS
SOP: standaardoperatieprocedure
TOC: totale organische koolstof
VC1&2: verontreinigingscriterium voor bestemmingstype 1 & 2 ($= 0.8 * \text{BSN1\&2}$)
VLAREBO: Decreet van de Vlaamse Gemeenschap van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering
Zn: Zink

Begrippen

Aëroob: in de aanwezigheid van zuurstof, zuurstofverbruikend, zuurstof aanwezig in de omgeving
Ah-horizont: bovenste bodemhorizont, aangerijkt met organische stof. Het mengen van het bodemmateriaal met de organische stof gebeurt door natuurlijke processen.
Alluviale vlakte: vlakte gevormd door de afzettingen van rivieren
Anaëroob: zonder zuurstof in de omgeving, niet zuurstofverbruikend

Antropogeen: ontstaan door menselijke activiteit

ATR-waarde: de aanrijking (bijv. met metalen) t.o.v. referentiewaarden

Baggergrond: een terrestrische sedimentbodem, m.a.w. een bodem gevormd in een laag sediment. Dit sediment kan zowel hydraulisch als mechanisch aan land gebracht zijn (storten van onderhoudsbaggerspecie) of werd spontaan door de rivier afgezet bij overstromingen.

Baggerspecie: bodemmateriaal afkomstig van het verdiepen en/of verbreden en/of onderhouden van bevaarbare waterlopen

Baggerstortplaats: categorie van baggergronden, bestaande uit door de mens aangelegde stortterreinen voor baggerspecie

BATNEEC-principe (best available technique not entailing excessive costs): Dit principe houdt in dat bij de keuze van een (sanerings)techniek niet enkel gekeken wordt naar het louter technische aspect (BAT-principe: wat is de beste techniek ?) maar dat er eveneens een multicriteria-analyse gebeurt om erop te letten dat de nadelen van de techniek (financieel, ecologisch, maatschappelijk, ...) niet onredelijk hoog zijn in vergelijking met de baten (de verontreiniging wordt verwijderd).

Bioaccumulatie: het proces dat als gevolg heeft dat de concentratie van een chemische stof in het organisme hoger is dan de concentratie in het omringende milieu

Biocoenose: Levensgemeenschap. Het geheel van in een omgeving (gebied) voorkomende levende organismen met hun onderlinge relaties.

Biomagnificatie: het proces waarbij het voedsel de belangrijkste bron van bioaccumulatie is

Biomassaproductie: teelten die bedoeld zijn om plantenmateriaal voort te brengen waaruit energie kan gewonnen worden

Bodem: vaste deel van de aarde met inbegrip van het grondwater en de organismen die zich erin bevinden, ontstaan door wisselwerking tussen levende organismen en klimaat, reliëf en moedergesteente.

Bodemprofiel: geheel van in een bodem te onderscheiden horizonten (lagen) met karakteristieke kenmerken veroorzaakt door bodemvormende processen

Bodemverontreiniging: aanwezigheid van stoffen of organismen, veroorzaakt door menselijke activiteiten, op of in gronden, die de kwaliteit van de bodem op directe of indirecte wijze nadelig (kunnen) beïnvloeden

Bosvegetatie: spontane ontwikkeling van een begroeiing met hoofdzakelijk bomen, heesters en struiken.

fyto-extractie: het gebruik van tolerante planten om de chemische bodemkwaliteit van verontreinigde bodems te verbeteren door opname van plantbeschikbare polluenten

fyto-remediatie: het gebruik van tolerante planten om verontreinigde bodems te stabiliseren en hun structuur te verbeteren, en om de chemische bodemkwaliteit te verbeteren door opname van plantbeschikbare polluenten of door het versnellen van de afbraak van biodegradeerbare polluenten.

Gradiënt: verloop van een grootheid in de ruimte, de verandering van een grootheid per eenheid van lengte, in de richting waarin die verandering het sterkst is

Infrastructuurspecie: in tegenstelling tot baggerspecie dat verwijderd wordt bij werken vereist om de bevaarbaarheid van waterlopen te garanderen (onderhoud), is infrastructuurspecie afkomstig van ingrepen in het traject van een waterloop (rechttrekkingen, verdiepingen en verbredingen) of bij de aanleg van grote voorzieningen voor schepen.

Open vegetatie: vegetatie waarvan meerjarige grassoorten het uitzicht bepalen, vaak samen met andere grasachtige en kruidachtige planten

Laserdiffractie: analysemethode voor de bepaling van de textuur van de bodem, gebaseerd op de registratie van het diffractiepatroon van een laserbundel op bodemdeeltjes in suspensie

Organische stof: materiaal van plantaardig en dierlijke oorsprong dat zich in de bodem bevindt en dat aan humificatie en mineralisatie onderhevig is

Oxideren: chemisch verbinden met zuurstof of andere oxidantia
pH: eenheid waarin de zuurtegraad wordt uitgedrukt
Reduceren: chemische verwijdering van de aanwezige zuurstof
Spuitsmond: plaats bij opgespoten terreinen waar de buis die gebruikt werd voor het transport van het gebaggerde materiaal geplaatst werd
Stortkist: plaats bij opgespoten terreinen waar het overtollige water via een regelbaar systeem terug afgevoerd wordt
Temporeel: door te tijd bepaald, tijdsafhankelijk
Uiterwaarde: de uiterwaarden van een rivier beslaan het gebied tussen zomerdijk en winterdijk. Uiterwaarden overstromen periodiek.
Vegetatie: ruimtelijke massa van plantenindividuen, in samenhang met de plaats waar zij groeien en in de rangschikking die zij spontaan en door onderlinge concurrentie hebben ingenomen
Verontreinigingscriterium: Een grond wordt volgens OVAM geklasseerd als 'verontreinigd' wanneer uit een oriënterend bodemonderzoek blijkt dat voor één of meerdere parameters de concentratie hoger ligt dan 80% van de bodemsaneringsnorm voor die parameter binnen het bestemmingstype II.
Waterbodem: bodem van oppervlaktewateren

Referenties

- Abdul Rida, A.M.M., 1992. Biosurveillance de la contamination du sol: apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, spécialité écotoxicologie et environnement.
- Bal, D., Beije, H.M., Fellingner, M., Haveman, R., van Opstal, A.J.F.M., van Zadelhoff, F.J., 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Beyer, W.N., Stafford, C., 1993. Survey and evaluation of contaminants in earthworms and in soils derived from dredged material at confined disposal facilities in the great lakes region. Environmental Monitoring and Assessment 24 (2), 151-165.
- Belgisch Staatsblad. 1992. Koninklijk Besluit van 2 december 1991 tot vaststelling van maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen. Belgisch Staatsblad 21/02/1992.
- Beyer, W.N., Stafford, C., 1993. Survey and evaluation of contaminants in earthworms and in soils derived from dredged material at confined disposal facilities in the great lakes region. Environmental Monitoring and Assessment 24 (2), 151-165.
- Cappuyns, V., Swennen, R., Verhulst, J., 2004. Assessment of acid neutralizing capacity and potential mobilisation of trace metals from land-disposed dredged sediments. Science of the Total Environment 333, 233-247.
- Cornelis, C., Geuzens, P., 1995. Voorstel tot normering van bodemverontreiniging door zware metalen en metalloïden. Studie uitgevoerd in opdracht van de OVAM. VITO/MIE/DI/95-03. Afdeling Leefmilieu, april 1995.
- Decler, K., 1999. Mogelijkheden en randvoorwaarden voor natuur en natuurontwikkeling op baggergronden. In: Landbouw, bos en natuur op baggergronden. Studiedag 19 november 1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap en Universiteit Gent.
- De Vos, B., 1995. Rapport Leie/menen. Juli 1995. Addendum bij rapport juni 1993, addendum bij rapport juli 1994. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.

Dries, V., 1999. Het bodemsaneringsdecreet: een belemmering voor een actief beheer van baggergronden? In: Landbouw, bos en natuur op baggergronden. Studiedag, 19 november 1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap en Universiteit Gent.

Europese Commissie, 2000. CSTEE opinion on the available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial ecosystems. Reports of the Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE), Brussels, 178 pp.

Faber, J.H., van der Pol, J.J.C., Klok, T.C., Römkens, P.F.A.M., Lahr, J., Wessels, Y., van de Leemkule, M.A., Spaan, K., de Ruiter, H.R.G., de Jong, J.H., 2004. Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems; Van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem (een pilot studie). Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 906. 87 pp.

Gorree, M., Tamis, W.L.M., Traas, T.P., Elbers, M.A., 1995. BIOMAG: a model for biomagnification in terrestrial food chains. The case of cadmium in the Kempen, The Netherlands. *The Science of the Total Environment* 168, 215-223.

Goyvaerts, M.P., Cornelis, C., 1998. Voorstel tot normering van bodemverontreiniging bij type I-bestemmingen (natuur). Studie uitgevoerd in opdracht van OVAM. 1998/DIA/R/01. Leefmilieu, Januari 1998.

Granval, P., Aliaga, R., 1988. Analyse critique des connaissances sur les prédateurs de lombriciens. *Gibier Faune Sauvage* 5, 71-94.

Groen, N., Boudewijn, T., de Jonge, J., 2000. De effecten van overstroming van de uiterwaarden op de Steenuil. *De Levende Natuur* 101, 143-148.

Harmsen, J., 2004. Landfarming of polycyclic aromatic hydrocarbons and mineral oil contaminated sediments. *Alterra Scientific Contributions* 14.

Heikens, A., Peijnenburg, W.J.G.M., Hendriks, A.J., 2001. Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution* 113, 385-393.

Hendriks, J., de Jonge, J., den Besten, P., Faber, J., 1997. Gifstoffen in het rivierengebied. Een belemmering voor natuurontwikkeling? *Landschap*, 14(3), 219-233.

Hinton T.G., Stoll J.M., Tobler, L., 1995. Soil contamination of plant-surfaces from grazing and rainfall interactions. *Journal of Environmental Radioactivity* 29 (1): 11-26.

Hobbelen, P.H.F., Koolhaas, J.E., van Gestel, C.A.M. 2004. Risk assessment of heavy metal pollution for detritivores in floodplain soils in the Biesbosch, the Netherlands, taking bioavailability into account. *Environmental Pollution* 129, 409-419.

Hopkin, S.P., 1994. Effects of metal pollutants on decomposition processes in terrestrial ecosystems with special reference to fungivorous soil arthropods. In: Ross, S.M. (Ed.), *Toxic metals in soil-plant systems*. John Wiley, Chichester, pp. 303-326.

Hörnfeldt, B., Nyholm, E.I., 1996. Breeding performance of *Telmalm's owl* in a heavy metal pollution gradient. *Journal of Applied Ecology* 33, 377-386.

Huvenne, P., Lust, N. 1996. Rapport Leie/menen. Juli 1996. Addendum bij rapport juni 1993, addendum bij rapport juli 1994, addendum bij rapport juli 1995. Laboratorium voor bosbouw, Universiteit Gent.

- Jordaens, K., De Wolf, H., Van Houtte, N., Vandecasteele, B., Backeljau, T., submitted. Genetic variation in two land snails, *Cepaea Nemoralis* and *Succinea Putris*, from sites differing in heavy metal content. Accepted for *Genetica*.
- Jordaens, K., De Wolf, H., Vandecasteele, B., Blust, R., Backeljau, T., submitted. Associations of shell strength, shell morphology and heavy metals in the land snail *Cepaea nemoralis* (Gastropoda, Helicidae). Accepted for *Science of the Total Environment*.
- Klok, C., de Roos, A.M., Broekhuizen, S., van Apeldoorn, R.C., 2000. Effects of heavy metals on the badger *Meles meles*: interaction between habitat quality and fragmentation. In: Kamminga, J.E., Laskowski, R. (Eds), *Demography in Ecotoxicology*. Wiley, Sussex.
- Kooistra, L., Leuven, R.S.E.W., Nienhuis, P.H., Wehrens, R. and Buydens, L.M.C. 2001. A procedure for Incorporating Spatial Variability in Ecological Risk Assessment of Dutch River Floodplains. *Environ. Manage.* 28 (3), 359-373.
- Kreis, B., Edwards, P., Cuendet, G., Tarradellas, J., 1987. The dynamics of PCBs between earthworm populations and agricultural soils. *Pedobiologia* 30, 379-388.
- Leyman, A., Lust, N., 1998. Groei van bomen en bossen op baggerslib met hoge PAK-gehalten. Onderzoeksproject in opdracht van de Vlaamse Minister van Openbare Werken, Vervoer en Ruimtelijke Ordening. Eindrapport, 1998. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent.
- Ma, W.C., van der Voet, H., 1993. A risk-assessment model for toxic exposure of small mammalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments. *The Science of the Total Environment*, Supplement 1993.
- Ma, W.C., Siepel, H., Faber, J.H., 1997. Onderzoek naar mogelijke ecotoxicologische effecten van bodemverontreiniging in de uiterwaarden op de terrestrische invertebratenfauna. IBN-rapport 289. IBN-dlo, wageningen. 79 p.
- Madejón, P., Marañón, T., Murillo, J.M., Robinson, B., 2004. White poplar (*Populus alba*) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental Pollution* 132, 145-155.
- Meers, E., 2005. Fyto-extractie van zware metalen uit verontreinigde baggergronden. Phytoextraction of heavy metals from contaminated dredged sediments. Thesis submitted in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor (Ph. D.) in Applied Biological Sciences. Universiteit Gent, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen.
- Meers, E., Ruttens, A., Gebelein, W., Vangronsveld, J., Samson, R., Vanbroekhoven, K., Vandeguchte, M., Diels, L., Tack, F.M.G., 2006. Potential use of the plant antioxidant network for environmental exposure assessment of heavy metals in soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, in press. DOI: 10.1007/s10661-005-9059-7
- Menzie, C.A., Burmaster, D.E., Freshman, J.S., Callahan, C.A., 1992. Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: a case study at the Baird and McGuire superfund site in Holbrook, Massachusetts. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11, 245-260.
- Mertens, J., Luyssaert, S., Verbeeren, S., Vervaeke, P., Lust N., 2001. Cd and Zn concentrations in small mammals and willow leaves on disposal facilities for dredged material. *Environmental Pollution* 115, 17-22.
- Milton, A., Cooke, J.A., Johnson, M.S. 2004. A comparison of cadmium in ecosystems on metalliferous mine tailings in Wales and Ireland. *Water, Air, and Soil Pollution* 153, 157-172.

- Seuntjens, P., Vangheluwe, M., De Vocht, A., Goeteyn, F., Dezillie, N., Vanweesenbeeck, V., 2004. Pilotproject voor de studie van de verspreiding van contaminanten na deponie op de oever. Eindrapport. Contract 001672. Juni 2004. Studie uitgevoerd in opdracht van AMINAL-Afdeling Water. 2004/IMS/R/108. pp 135.
- Spurgeon, D.J., Sandifer, R.D., Hopkin, S.P., 1996. The use of macro-invertebrates for population and community monitoring of metal contamination – indicator taxa, effect parameters and the need for a soil invertebrate prediction and classification scheme (SIVPACS). In: van Straalen, N.M., Krivolutsky, D.A. (Eds), Bioindicator systems for soil pollution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, pp. 95-110.
- Stoltz, E., Greger, M., 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47, 271-280.
- Tack, F.M., Verloo, M.G., 1996. Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica* L) as affected by soil characteristics. *Science of the Total Environment* 192, 31-39.
- Vandecasteele, B., 1996. Effekten van *Lumbricus terrestris* en *Salix fragilis* op de verdeling van koolwaterstoffen in een baggerslibgrond. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van Bio-ingenieur in het land- en bosbeheer. Academiejaar 1995-1996. FLTBW, Universiteit Gent.
- Vandecasteele, B., De Vos, B., Lauriks, R., Buysse, C., 2001. Baggergronden in Vlaanderen. Baggergronden langs de Zeeschelde stroomopwaarts van Dendermonde en langs de Durme. December 2001. IBW Bb R 2001.010.
- Vandecasteele, B., De Vos, B., 2003. Relationship between soil textural fractions determined by the sieve-pipette method and laser diffractometry. Vergelijkende studie tussen laserdiffractie en de zeef- en pipetmethode om bodemtextuur te meten. Januari 2003. Instituut voor Bosbouw & Wildbeheer, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. IBW Bb R 2003.010.
- Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C., Van Ham, R., 2003a. Baggergronden in Vlaanderen. Ecosysteemeffecten van bodemverontreiniging, concepten voor veilig beheer en een aanzet tot een geïntegreerd sedimentbeheer. September 2003. IBW Bb R 2003.001. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen. 107 p.
- Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C., Van Ham, R., 2003b. Baggergronden in Vlaanderen. Opname van metalen door wilgen op baggergronden, schorren en alluviale gebieden. December 2003. IBW Bb R 2003.002. In opdracht van AWZ. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen. 89 p.
- Vandecasteele, B., De Vos, B., Buysse, C., Van Ham, R., 2004. Baggergronden in Vlaanderen. Invloed van het hydrologisch regime op de biobeschikbaarheid van metalen voor wilgen. December 2004. IBW Bb R 2004.002. In opdracht van AWZ. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.
- van Driel, W., Nijssen, J.P.J., 1988. Development of dredged material disposal sites: implications for soil, flora and food quality. In: Salomons, W., Förstner, U. (Eds.), *Chemistry and biology of solid waste. Dredged material and mine tailings*. Berlin, Springer-Verlag, pp. 101-126.
- Van Leeuwen, C., Hermens, J., 1995. Risk assessment of chemicals: an introduction, Kluwer Academic Pub., 374 p.
- Vanthuyne, D., 2003. Invloed van vochtregime op de mobiliteit van metalen in de Merelbeekse Scheldemeersen. Scriptie voorgedragen tot het behalen van de graad van Bio-ingenieur in de

milieutechnologie. Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent. Pp. 126.

Vervaeke, P., 2004. Phytoremediation of land disposed contaminated dredged sediments: fate of heavy metals. Fytoremediatie van landgeborgen vervuilde baggerspecie: gedrag van zware metalen. Thesis submitted in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor (Ph. D.) in Applied Biological Sciences. University of Ghent, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences.

VLAREBO, 1996. Besluit van de Vlaamse regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering. Belgisch Staatsblad, 27 maart 1996.

VMM, 1997. Overzicht van de Inkomende Grensoverschrijdende Vuilvrachten in Vlaanderen 1994 en 1995. VMM, Erembodegem, Belgium. 218 p.

VMM, 2000a. Overzicht van de Inkomende Grensoverschrijdende Vuilvrachten in Vlaanderen 1997-1998. VMM, Erembodegem, Belgium. 164 p. D/2000/6871/012.

VMM, 2000b. MIRA-S 2000 Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: scenario's. Garant, Leuven-Apeldoorn. 637 p. D/2000/5779/110, ISBN 90-441-1048-9.

Vyslouzilova, M., Tlustos, P., Szakova, J., Pavlikova, D., 2003. As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high loads of these elements. *Plant Soil and Environment* 49, 191-196.