

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapportnr. 711501003

**Opzet voor een Leidraad Bodembeoordeling
bij natuurontwikkeling**

J.P.A. Lijzen¹, G.R.B. ter Meulen¹ en W. de Vries²

Juni 1997

Raamwerk van een ecotoxicologische risicobeoordeling
voor natuurontwikkeling binnen de Ecologische
Hoofdstructuur

¹ RIVM, Bilthoven

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek.
Postbus 1, 3720 BA Bilthoven. Telefoon 030-2749111; Fax 030-2742971

² Staring Centrum-DLO, Wageningen

Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied. Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Telefoon 0317-474200; Fax 0317-424812

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en
Visserij, Directie Natuurbeheer in het kader van het project 711501 en het deelproject 711322:
Beoordelingssysteem EHS Gronden.

VERZENDLIJST

- 1-5 Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Natuurbeheer
- 6 Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, directie Natuurbeheer, drs. J.J.C. Karres
- 7 Directoraat Generaal Milieubeheer, Directeur-Generaal
- 8 Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Bodem
- 9 Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling
- 10 Directeur SC-DLO, dr. A.N. van der Zande
- 11 Directeur AB-DLO, dr. ir. H.H.J. Spiertz
- 12 Directeur IBN-DLO, dr. A.B.J. Sepers
- 13 Directeur LNV-DLG, drs. C.J. Kalden

- 14 Drs. M. Klein, IKC-Natuurbeheer
- 15 Ir. G. van Tol, IKC-Natuurbeheer
- 16 Drs. L. Lekkerkerk IKC-Landbouw
- 17 Ir. J. Huinink, IKC-Landbouw
- 18 Dr. J. van Baalen, LNV-Natuurbeheer
- 19 Ir. J.M.M. Tetteroo, LNV-FD
- 20 Drs. G. Hof, LNV-DWK
- 21 Ir. T. de Boer LNV-GRR
- 22 Ir. G. Westenbrink LNV-MKG
- 23 Ir. H. Franken LNV-FD
- 24 Drs. R.P. de Ridder, LNV-DLG
- 25 Drs. W.J.M. Kok, LNV-DLG
- 26 Drs. H. D.M. Versteegde, LNV-DLG
- 27 Ir. H. Kuipers, LNV-DLG
- 28 Ing. A. Schuurmans, LNV- DLG
- 29 Prof. dr.ir. A. van den Brink, LNV-DLG
- 30 Ir. P. Kussen LNV-DLG
- 31-45 LNV-DLG-taakgroep Milieu
- 46-66 LNV-DLG-provincies
- 67-79 Provinciale Diensten Milieu, afdeling bodembescherming/-sanering
- 80-92 Provinciale Diensten Ruimte en Groen, afdeling Natuur
- 93 Ing. J. van Rijen, LNV-Directie Zuid
- 94 Ir. P. van den Brand, LNV-Directie Zuid-West
- 95 Stuurgroep Natuurlijk Milieu van het Landelijk Platform Kritische Stoffen
- 96 Drs. C.A.J. Denneman, DGM-Bo
- 97 Drs. N.H.S.M. de Wit, DGM-Bo
- 98 Drs. D. Jonkers, DGM-DWL
- 99 Ir. J.F.M. van Vliet, DGM-DWL
- 100 Drs. C.J. Sliggers, DGM-LE
- 101 Dr. G.P. Hekstra DGM-SVS
- 102 Dr. M. v.d. Weiden DGM-SVS
- 103 Ir. J. de Rijk, DGM-CMK
- 104 Dr. M. van der Gaag, DGM-DWL
- 105 Mr. K. Krijnen DGM-Bo
- 106 Ir. R. Kuiper, VROM-RPD
- 107 Dr. G. van Leeuwen, Provincie Gelderland
- 108 Dr. J.T. Hoekstra, Provincie Gelderland
- 109 Ir. W. Drok, Provincie Gelderland, Dienst Ruimte Economie en Welzijn
- 110 Drs. M.C. Bakker, Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen
- 111 Drs. D. van Megen, Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen
- 112 Ir. P.J.A.G. Deenen, dienst WMV
- 113 Drs. T. Artz, Provincie Limburg
- 114 Ing. J. van Tiel, RWS, Dir. Oost-Nederland
- 115 Drs. R. Lambermont, RWS, Dir. Oost-Nederland
- 116 Ing. F.R. van Kok, RWS, Dir. Oost-Nederland
- 117 Dhr. H. Piek, Vereniging Natuurmonumenten

- 113 Drs. T. Artz, Provincie Limburg
114 Ing. J. van Tiel, RWS, Dir. Oost-Nederland
115 Drs. R. Lambermont, RWS, Dir. Oost-Nederland
116 Ing. F.R. van Kok, RWS, Dir. Oost-Nederland
117 Dhr. H. Piek, Vereniging Natuurmonumenten
118 Ir. W.P.C. Zeeman, Staatsbosbeheer
119 Ing. M. Wijfels, Staatsbosbeheer
120 Ing. G. van Alst, Staatsbosbeheer
121 Ing. J.M.C.T. van den Berg, SBB Regio Drenthe Zuid
122 Ing. drs. M. Bollen, Provincie Utrecht
123 Drs. H. van Latensteyn, WRR
124 Dr. P. Reiniger, EG DG XII
125 Ir. J. Kros, SC-DLO
126 Dr. Ir. J. Hoeks, SC-DLO
127 Drs. W. van Eck, SC-DLO
128 Ir. B.J.A. van der Pouw, SC-DLO
129 Ir. E.J. Groenenberg, SC-DLO
130 Dr. P. Leeuwangh, SC-DLO
131 Dr. J.H.M. Wösten, SC-DLO
132 Drs. P. Smeets, SC-DLO
133 Dr. J. Boesten, SC-DLO
134 Dr. J. Japenga, AB-DLO
135 Dr. P.C. de Ruiter, AB-DLO
136 Dr. J. Bril, AB-DLO
137 Drs. P. del Castilho, AB-DLO
138 Dr. L.J.M. van der Eerden AB-DLO
139 Dr. J.H. Faber, IBN-DLO
140 Dr. R. Gast, IBN-DLO
141 Dr. W. Ma, IBN-DLO
142 Dr. H.F. van Dobben, IBN-DLO
143 Dr. J. Verboom, IBN
144 Dr. W. Vos, IBN-DLO
145 Dr. G.M.J. Mohren, IBN-DLO
146 Drs. C. van der Guchte, RIZA
147 Ir. J.P.M. Vink, RIZA
148-154 V&W, regionale Directies
155 Prof. dr. N.M. van Straalen, VUA
156 Dr. J.A.C. Verkleij, VUA
157 Prof. dr. W.H.O. Ernst, VUA
158 Prof. dr. J.H. Koeman, LUW, vakgroep toxicologie
159 Dr. G.R. de Snoo, CML
160 Drs. M.A.H. Soeters, RMNO
161 TCB, t.n.v. dr. J. Vegter
162 Dr. J. van Wensem, TCB
163 Dr. J.P.G. Loch, RUU
164 Prof. dr W.H. van Riemsdijk, LUW, Vakgroep Bodem en Plantenvoeding
165 Ir. E. Temminghof, LUW, Vakgroep Bodemkunde en Plantenvoeding
166 Ir. H. Rogaar, PGBO
167 Drs. P.S.H. Ouboter, PGBO/ IWACO
168 Ing. R.L. de Jager, BKH-adviesbureau
169 Dr. H.E. van Capelleveen, DHV-Milieu
170 Drs. L. Bijlmakers, IWACO
171 Dr. ir. L.T. Runia, Oranjewoud (Zuid)/PGBO
172 Drs. J.L. Hijlkema, Oranjewoud (Midden)
173 Ing. S.C. Bos, TAUW
174 Drs. R.M.C. Theelen, TAUW
175 Drs. P.R. Massink, TAUW
176 Ir. A. G. Nijhof, TAUW

177	Drs. L. Hilgers, Bureau Koördinaat
178	Drs. ir. J.B. Latour, TNO
179	Dr. D. Hesterberg, North Carolina State University, USA
180	Dr. W. Salomons, GKSS Reseach Institute, Geesthacht, Duitsland
181	Directeur Milieu RIVM, prof.ir. N.D. van Egmond
182	Directeur sector Milieu-onderzoek RIVM ir. F. Langeweg
183	Hoofd Laboratorium Bodem en Grondwateronderzoek - ir R. van den Berg
184	Plv.hoofd Laboratorium Bodem en Grondwateronderzoek - drs. A. van der Giessen
185	Hoofd Laboratorium Ecotoxicologie - dr. H. Eijsackers
186	Hoofd Laboratorium voor Water- en Drinkwateronderzoek, ir. A Bresser
187	Dr. ir. J.J.M. van Grinsven
188	Dr. ir. F. Swartjes
189	Drs. Th.P. Traas
190	Dr. O. Klepper
191	Dr. M. Rutgers
192	Drs. J. Wiertz
193	Dr. ir. J.R.M. Alkemade
194	Dr.ir. W.J.G.M. Peijnenburg
195	Ir. E.S. Soczó
196	Dr.ir. J. Notenboom
197	Dr. L. Posthuma
198	Drs. R. van den Velde
199	Drs. B.J.E. ten Brink
200	Dr. J.E.M. Beurskens
201	Dr.ir. M. van den Hoop
202	Ir. W. van Duijvenbouden
203	Drs. T. Hoogland
204	Drs. R. Meijers
205	Drs. R. Reiling
206	Drs. A. Tiktak
207-215	Auteurs
216	Hoofd Bureau Voorlichting en Public relations
217	Bureau Rapportenregistratie
218	Bibliotheek RIVM
219	Bibliotheek LNV
220-250	Bureau Rapportenbeheer

VOORWOORD

Dit rapport is een uitwerking van door RIVM en DLO ontwikkelde methoden voor het inschatten van risico's van bodemverontreiniging bij veranderend landgebruik. Het concept van risico's van veranderingen van bodemcondities op bodemverontreiniging is sinds 1990 bestudeerd en ontwikkeld binnen het project 'Chemical Timebombs'. In opdracht van het ministerie van LNV-DWK is op basis hiervan door RIVM, DLO-SC, DLO-AB, en DLO-IBN de Programmeringsstudie Veranderend Landgebruik [ter Meulen et al., 1996] geschreven waarin de bestaande kennis over het gedrag van stoffen bij veranderend landgebruik en de effecten hiervan op ecosystemen in kaart werd gebracht. In opdracht van de Provincie Noord-Brabant werd hierna in de Probleemverkenning Beerze-Reusel [ter Meulen et al., 1997] een inschatting gemaakt van de risico's voor een concreet natuurontwikkelingsgebied. De Leidraad is een logisch vervolg op deze twee rapporten.

Deze Leidraad is mede tot stand gekomen door de bijdrage van een groot aantal personen en instellingen. De Leidraad is ontworpen en uitgewerkt door Gera ter Meulen samen met Johannes Lijzen, RIVM. Het Staring Centrum heeft via Wim de Vries een grote inbreng gehad bij met name de modellering van verzuring en metaalgedrag. Aan dit rapport is ook meegewerkt door een aantal mensen die niet als auteur vermeld staan. Wij willen hierbij met name Olivier Klepper, Theo Traas, Robbert Luttkik en Jos Notenboom, RIVM-ECO bedanken voor de bijdrage aan de risicobeoordeling. De PAF is ontwikkeld door Olivier Klepper, de PAF-doelsoorten door Theo Traas. Ook buiten het RIVM hebben wij veel weerklank gehad, daarbij willen wij met name Robbert de Ridder en Wim Kok, LBL, Mariëtte Klein, IKC en Guus Loch, RUU bedanken.

Het project is begeleid door een begeleidingscommissie, die bestond uit de volgende personen:

Drs. J.J.C. Karres	LNV-Directie Natuurbeheer
Ing. J.P.M. van Rijen	LNV-Directie Zuid
Mw. ir. P. van den Brand	LNV-Directie Zuid-West
Drs. C.A.M. Denneman	VROM, DGM-Directie Bodem
Mw. drs. M.H.J. Klein	IKC-Natuurbeheer
Drs. R. de Ridder	LNV- Dienst Landelijk Gebied
Mw. ing. M. Wijffels/ ir. W.P.C. Zeeman	Staatsbosbeheer
Dr. ir.G. Loch	RUU, Faculteit Aardwetenschappen
Drs. C. van de Guchte	RIZA
Ir. J.P.M. Vink	RIZA
Dr. W. de Vries	SC-DLO
Dr. J. Japenga	AB-DLO
Dr. H. van Dobben	IBN-DLO
Drs. J. Faber	IBN-DLO
Dr. M. Rutgers	RIVM-ECO

Wij willen hen hierbij bedanken voor hun suggesties. Ook de deelnemers van de in het kader van het project georganiseerde workshops (workshop Praktijk en Beleid en workshop Kwetsbaarheid ecosystemen) willen wij hartelijk danken voor hun constructief meedenken.

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	ii
VOORWOORD	v
INHOUDSOPGAVE	vi
ABSTRACT	x
UITGEBREIDE SAMENVATTING	1
1 INLEIDING EN DOEL	8
1.1 Aanleiding	8
1.2 Doel	11
1.3 Werkwijze en inkadering	12
1.4 Leeswijzer	14
2 DE OPZET VAN HET BEOORDELINGSSYTEEM	15
2.1 Probleemschets	15
2.2 Beoordeling risico's van metalen en van andere stoffen	16
2.3 Algemene opzet en beoordeling	20
2.3.1 De algemene opzet	20
2.3.2. De beoordeling	21
3 MODULE A: GEGEVENS HUIDIGE SITUATIE	25
3.1 Inleiding	25
3.2 Bodemcondities	26
3.3 Gemeten of geschat gehalte in de bodem	27
4 MODULE B: NATUURDOELTYPEN EN SCENARIO'S	30
4.1 Inleiding	30
4.2 Natuurdoeltypen	30
4.3 Inrichtingsmaatregelen	34
4.4 Beheers- en beleidsmaatregelen	35
5 MODULE C: PROGNOSE BODEMCONDITIES	37
5.1 Inleiding	37
5.2. Verandering van de zuurgraad	37
5.2.1 Bepaling van de verzuringsgevoeligheid van de bodem	37
5.2.2 Mogelijkheden voor modellering	38
5.2.3 Aanpak korte termijn	39

5.3 Verandering van organische-stofgehalte, DOC en redoxpotentiaal	41
5.3.1 Organische stof en DOC	41
5.3.2 Redoxpotentiaal	41
5.4 Toetsing aan randvoorwaarden van natuurdoeltypen (NDT)	42
6 MODULE D: PROGNOSE TOEKOMSTIGE CONCENTRATIES	43
6.1 Inleiding	43
6.2 Modellen en verdeling over bodemfasen	43
6.3 Effecten verandering redoxpotentiaal op metalen	46
7 MODULE E1 EN E2: RISICO'S VOOR ECOSYSTEMEN	49
7.1 Risico's voor vegetatie	49
7.2 Tox-thermometer (PAF)	50
7.2.1 Algemeen	50
7.2.2 Biologische beschikbaarheid van contaminanten in landbodems	51
7.2.3 Achtergrondwaarden	52
7.2.4 PAF-berekening	53
7.2.5 Ecologische betekenis van de PAF	54
7.3 Risico-inschatting per type ecosysteem	56
7.3.1. Factoren voor de risicoinschatting natuurdoeltypen	56
7.3.2. Oppervlakte en omringende gebieden	56
7.3.3. PAF-doelsoorten	57
7.3.4. Herstelbaarheid van ecosystemen	58
8 MODULE F : EINDBEOORDELING	59
8.1 Inleiding op de beoordelingsmodule	59
8.2 Stappen in de eindbeoordeling	60
8.3 Fictief voorbeeld	66
9 BELEIDS- EN PRAKTIJKASPECTEN	70
9.1 Inleiding	70
9.2 Doel beoordelingssysteem en aansluiting bij de Wet bodembescherming (Wbb)	70
9.3 Benodigde gegevens en gebruik van gegevens	72
9.4 Beoordelingssystematiek	73
9.5 Bruikbaarheid van de beoordeling in de praktijk	74
9.6 Verdere aanbevelingen	76
10 AANBEVELINGEN VOOR UITWERKING EN NADER ONDERZOEK	78
10.1 Van raamwerk tot Leidraad	78
10.2 Beleidsaanbevelingen	81
10.3 Relevant onderzoek op een korte termijn	82

10.4 Prioritair aanbevolen onderzoek voor de middellange termijn	83
10.5 Belangrijk onderzoek op (middel)lange termijn	84
10.6 Verder relevant onderzoek, lange termijn	87
GERAADPLEEGDE LITERATUUR	89
WOORDENLIJST	94
BIJLAGEN	96

Bijlage 2-1	Overzicht normstelling voor bodem en grondwater	95
Bijlage 3-1	Ranges van gehalten van metalen en PAK in landbouwgrond	96
Bijlage 4-1	Natuurdoeltypen per fysisch geografische regio	97
Bijlage 4-2	Randvoorwaarden van vegetatie binnen natuurdoeltypen voor zuurgraad, vocht en stikstofbeschikbaarheid	99
Bijlage 5-1	Gevoeligheid voor verzuring van gronden op de bodemkaart van Nederland 1:50.000	102
Bijlage 5-2	Het uitgebreide SMB-model	103
Bijlage 5-3	Mogelijkheden bepalen verzuring langere termijn	105
Bijlage 6-1	Partitie-coëfficiënten voor metalen	107
Bijlage 7-1	Toelichting op PAF-Berekening volgens Klepper in paragraaf 7.3	110
Bijlage 9-1	Deelnemers workshop "Leidraad bodembeoordeling bij aankoop van landbouwgronden t.b.v. natuurontwikkeling" op 22 januari 1997	116
Bijlage 9-2	Vragen voor workshop op 22 januari 1997	117
Bijlage 10-1	Actief bodembeheer	119
Bijlage 10-2	Lange termijn gedrag van organische stof en DOC in de bodem	121
Bijlage 10-3	Fosfaat-uitspoeling	122
Bijlage 10-4	Naar een verdere uitwerking van een ecotoxicologische risicoschatting	122

ABSTRACT

This report describes a framework of a Guideline for the evaluation of soil contamination. This Guideline will be useful for limiting, constructing, managing or purchasing agricultural land on behalf of the Netherlands' National Ecological Network. The soils of agricultural areas are often slightly polluted, possibly even so polluted that objectives for development of natural areas can not be achieved. Therefore the Guideline should determine whether a location has enough potential for realizing the intended objectives, considering the soil pollution, and whether construction and management of the area could improve opportunities. This is done by means of an ecotoxicological risk assessment. This is based on 'bioavailable' fractions of the soil contaminants, since land-use changes can lead to changes in soil conditions (pH, redox, organic matter) which can change the bioavailable fractions. The framework of the Guideline consists of the following six modules: 1) actual conditions and basic data, 2) the desired development and corresponding scenarios, 3) prognosis of future soil conditions, 4) prognosis of future available fractions of the contaminants, 5) ecotoxicological risk assessments, and 6) the integration of the modules and other relevant factors, and final assessment.

UITGEBREIDE SAMENVATTING

Achtergrond en doelstelling

In het kader van het Natuurbeleidsplan is momenteel ca 150.000 ha landbouwgrond bestemd voor natuurontwikkeling binnen de Ecologische Hoofdstructuur. In de praktijk blijkt bij de begrenzing, aankoop, herinrichting, beheer en overdracht van deze gronden de aanwezigheid van bodemverontreiniging vaak een ernstige hinderpaal te kunnen zijn. Veel landbouwgronden blijken licht verontreinigd te zijn; het gaat hierbij veelal om diffuse verontreinigingen met contaminantgehalten tussen streef- en interventiewaarden. Ook zijn er gronden die lokaal verontreinigd zijn boven de interventiewaarden. De vraag hierbij is of de verontreinigingen qua aard en omvang zodanig zijn of kunnen worden, dat de nagestreefde natuurdoelen niet haalbaar zijn, ook niet op een, nader te definiëren, langere termijn.

Daarom is in deze studie een raamwerk ontwikkeld voor een "Leidraad Bodembeoordeling bij natuurontwikkeling binnen de EHS". Het hieruit voortkomende beoordelingssysteem moet op basis van een ecotoxicologische risicoschatting een uitspraak kunnen doen of een locatie vanuit het oogpunt van bodemverontreiniging kansrijk genoeg is voor de ontwikkeling van een beoogd natuurdoeltype en of deze kansrijkdom zo nodig vergroot kan worden via inrichtings- of beheersmaatregelen. Aangezien bij begrenzing en aankoop van gebieden in het kader van de EHS sprake is van functieverandering van de bodem en herstel van ecosystemen zal het beoordelingssysteem met name de toekomstige risico's in beschouwing nemen.

De kerngedachte binnen de Leidraad is dat deze risicobeoordeling rekening moet houden met de beschikbare gehalten. De bestaande normstelling - op basis van totaalgehalten in de bodem - is minder geschikt, aangezien de beschikbaarheid en daarmee de blootstelling van organismen kan veranderen bij veranderende bodemcondities (zuurgraad (pH), zuurstofrijkdom (redox), organische stof) welke op kunnen treden bij de overgang van landbouw naar natuur.

Bij landbouwkundig beheer zijn contaminanten veelal gebonden in de bodem. Bij natuurontwikkeling wordt echter vaak gestopt met onderhoudsbekalking of worden hydrologische maatregelen (meestal vernatting) genomen. Deze veranderde bodemcondities kunnen leiden tot mobilisatie van bodemcontaminanten. Dit kan weliswaar op termijn leiden tot verlaagde totaalgehalten in de bodem, maar ook tot verhoogde concentraties in het bodemvocht, (toename van) opname in planten en dieren en uitspoeling naar het grondwater. Hierdoor kan de kwaliteit van ecosystemen en grondwater bedreigd, en mogelijkheden voor natuurontwikkeling beperkt worden.

Daarom wordt in deze studie een poging gedaan te rekenen via 'beschikbare fracties' van de contaminanten. De beschikbare fracties zijn in deze studie gedefinieerd als de concentratie in het poriewater van de bodem en de aan organische stof gebonden fractie.

Aangezien de inrichting en het beheer van een gebied de condities van de bodem kunnen beïnvloeden, beoogt de Leidraad een methode van risicoschatting te combineren met inrichtings- en beheersmaatregelen. Hiermee wordt een uitwerking gegeven aan het begrip "Actief bodembeheer" in natuurgebieden.

Inkadering van de studie

- * Idealiter zou een kwantitatieve beoordeling gegeven moeten kunnen worden; de ontwikkeling van de benodigde kennis loopt echter voor de verschillende factoren zo uiteen, dat gekozen is voor een deels kwantitatief, deels kwalitatief systeem. De kwalitatieve delen kunnen te zijner tijd grotendeels vervangen worden door kwantitatieve delen.
- * Binnen deze rapportage is de risico-beoordeling grotendeels beperkt tot enkele zware metalen (cadmium, koper, zink en lood). Voor andere relevante metalen, fosfaat, pesticiden en organische microverontreinigingen wordt via vuistregels een kwalitatieve weging toegevoegd als de omstandigheden aanleiding geven tot verdenking van risico's. Te zijner tijd moet de beoordeling van andere stoffen worden ingebouwd.
- * Het beoordelingssysteem richt zich met name op de effecten van verzuring en vernatting, aangezien dat (naast de opbouw van een strooisellaag) de belangrijkste veranderingen in bodemcondities zullen zijn. In het huidige stadium wordt alleen verzuring kwantitatief uitgewerkt.
- * De gehanteerde berekening van de toekomstige concentraties van zware metalen is alleen geldig voor redelijk tot goed ontwaterde landbodems. Binnen het huidige systeem wordt voor natte landbodems via vuistregels kwalitatief aangegeven wanneer een verhoging of verlaging van het ecotoxicologisch risico wordt verwacht.

Algemene opzet van het beoordelingssysteem

Gezien de complexe problematiek levert dit rapport geen operationeel beoordelingssysteem, maar een raamwerk voor de uiteindelijke Leidraad. Dit raamwerk bestaat uit een beslisboom, die is opgebouwd uit een serie van modules, die (naar gelang prioriteit, beschikbare kennis, expertise en tijd) meer of minder zullen worden ingevuld. In hoofdstuk 10, 'nader onderzoek' wordt aangegeven wat de stand van kennis van de verschillende modules is, en in hoeveel tijd een module uitgewerkt kan worden.

De opzet voor de Leidraad is schematisch weergegeven op de buitenflap van het rapport. De Leidraad bestaat uit de volgende hoofdmodules:

- A. Definitie van de huidige situatie en basisgegevens
- B. Gewenste natuurdoeltypen en scenario's
- C. Prognose van de toekomstige bodemcondities
- D. Prognose van de toekomstige (metaal)concentraties
- E. Beoordeling van het ecotoxicologisch risico
- F. Integratie en eindbeoordeling

Module A t/m E zijn rekenmodules, module F is een beoordelingsmodule die leidt tot de conclusies 'laag risico bij natuurontwikkeling' of 'verhoogd risico; aanbeveling voor alternatieve inrichting en/of beheer, of aanpassing van de doelstelling'.

Module A: Definitie van de huidige situatie en basisgegevens (hoofdstuk 3)

In de eerste module wordt de uitgangssituatie bepaald op basis van gegevens die relevant zijn voor de beoordeling. Deze gegevens betreffen het bodemtype, voormalig landgebruik, bodemcondities (waaronder zuurgraad en hydrologie), en verontreinigingsgraad. Voor gegevens over bodemtype en bodemcondities kan deels gebruik gemaakt worden van gegevens behorend bij de bodemkaart. Voor gegevens over de verontreinigingsgraad kan in eerste instantie een globaal inzicht verkregen worden vanuit historisch onderzoek, maar voor de Leidraad zijn feitelijk meetgegevens noodzakelijk. Gezien het feit dat het in het algemeen om beoordeling van grote gebieden gaat, kan gebruik gemaakt worden van een minder intensief meetprotocol dan bv bij een verdenking van bodemverontreiniging in het kader van de Wet

Bodembescherming. Gebieden die sterk verschillen in bodemcondities of verontreinigingsgraad worden apart beoordeeld. Wanneer de in deze module gevraagde gegevens beschikbaar zijn, kan de beslisboom in principe doorlopen worden. Wel kan voor sommige modules aanvullende informatie nodig zijn.

Module B: Gewenste natuurdoeltypen en scenario's (hoofdstuk 4)

De tweede module richt zich op het bepalen van het scenario: de in de toekomst gewenste situatie in de vorm van het natuurdoeltype met de daarbij behorende inrichtingsmaatregelen. Ook kan rekening gehouden worden met voor dit doel relevante beheersmaatregelen en met depositiescenario's. Het resultaat is één of enkele scenario's waarop de verdere beoordeling kan worden gebaseerd.

Aangezien deze Leidraad is opgezet voor natuurontwikkeling binnen de EHS, zijn natuurdoeltypen gekozen als uitgangspunt voor de scenario's. Per scenario wordt het volgende vastgesteld:

- * het natuurdoeltype;
- * eventuele inrichtingsmaatregelen (zoals vernatten, afplaggen, afgraven en uitmijnen).
- * eventuele beheers- en beleidsmaatregelen (bijvoorbeeld verschralen, bekalken, fyto-remediatie of vermindering van zure depositie);
- * gegevens uit module A wat betreft huidige bodemcondities en verontreinigingsgraad;
- * de verwachte externe toevoer van stoffen (verzurende stoffen, nutriënten, zware metalen, organische stoffen) via atmosferische depositie.

Uit deze module is uit de indeling van de natuurdoeltypen in hoofdgroepen tevens af te leiden in hoeverre inrichtings- en beheersmaatregelen kunnen worden toegepast ten behoeve van vermindering van risico's. De mate waarin risico's in de praktijk met deze maatregelen verlaagd kunnen worden, moet bij een verdere uitwerking bekeken worden.

Bij deze module vindt tevens een toetsing plaats of in de toekomst voldaan wordt aan de randvoorwaarden die het gewenste natuurdoeltype stelt aan het vochtgehalte in de bodem (grondwaterstand).

Module C: Prognose van de toekomstige bodemcondities (hoofdstuk 5)

Om te schatten hoe de bodemcondities kunnen veranderen als gevolg van natuurontwikkeling is het van belang inzicht te krijgen in de mogelijke verandering van de zuurgraad van de bodem, de verandering van het organisch stofgehalte (en opgelost organisch stof) en de verwachte gevolgen voor de redoxpotentiaal. Klei-gehalten worden verondersteld niet veel te veranderen. Deze aspecten zijn van groot belang voor de toekomstige beschikbaarheid van metalen (en andere stoffen). Voorlopig wordt alleen verzuring kwantitatief uitgewerkt. Met name kalkloze zandgronden en lössgronden zijn gevoelig voor verzuring. Bij verzuringsongevoelige gronden kan verder gerekend worden met de huidige pH. Bij verzuringsgevoelige gronden kan via modellen berekend worden wat de toekomstige zuurgraad (berekend voor 2050) zal zijn. Twee modelopties worden gegeven: het relatief simpele (indicatieve) model SMB, waarbij een aantal essentiële processen worden verwaarloosd, voor de korte termijn en op termijn het veel geschiktere model SMART2, dat momenteel wordt aangepast voor landgebruiksveranderingen.

De in deze module bepaalde pH (-range) dient voor een toetsing of in de toekomst voldaan wordt aan de randvoorwaarden die het gewenste natuurdoeltype stelt aan de zuurgraad, en wordt gebruikt als input voor module D en E.

Module D: Prognose van de toekomstige (metaal)concentraties (hoofdstuk 6)

In principe worden de meeste bodemorganismen aan bodemverontreiniging blootgesteld via poriewater. Een klein gedeelte echter (<10%) wordt alleen blootgesteld via voedsel (dat bestaat uit organische stof). Daarom zijn voor het schatten van de risico's voor het ecosysteem de directe blootstelling van organismen via het poriewater en de opname via het voedsel (gehalten in organische stof) belangrijk. In dit hoofdstuk (module D) wordt aangegeven hoe de concentratie in het poriewater en het gehalte in organische stof bepaald kan worden. Dit gebeurt op basis van regressievergelijkingen die de verdeling van de bodemverontreiniging over de verschillende bestanddelen van de bodem beschrijven.

Voor de metalen cadmium, koper, zink en lood zijn deze regressievergelijkingen momenteel beschikbaar; voor de andere metalen moeten ze nog ontwikkeld worden. In deze vergelijkingen is de redoxpotentiaal geen factor, waardoor de eventuele effecten van vernatting momenteel via vuistregels worden ingeschat. Bij droge gronden speelt redox geen rol, bij permanent natte gronden kunnen zware metalen (niet arseen en chroom) met sulfide neerslaan, mits voldoende zwavel aanwezig is. Bij periodieke vernatting kan ook verzuring een rol gaan spelen.

Module E: Beoordeling van het ecotoxicologisch risico (hoofdstuk 7)

In deze module worden op basis van de berekeningen en beoordelingen in module C en D twee ecotoxicologische effect-analyses uitgevoerd, namelijk een algemene ecotoxicologische analyse (PAF) en een analyse die gericht is op de specifieke natuurdoeltypen (PAF-doelsoorten), maar waarbij, door gebrek aan feitelijke toxiciteitsgegevens van doelsoorten, de betrouwbaarheid waarschijnlijk kleiner is.

PAF

In deze module wordt een algemene ecotoxicologische effect-analyse uitgevoerd via de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF). Deze is gedefinieerd als het percentage van de soorten dat blootgesteld is aan een concentratie groter dan zijn No Observed Effect Concentration, waarbij de NOEC wordt berekend aan de hand van de 'beschikbare' fractie. De PAF maakt hiervoor gebruik van regressievergelijkingen, zoals beschreven in module D, waardoor hij goed aansluit bij de eerder gebruikte modules. Bij de berekening van de PAF wordt een onderscheid gemaakt tussen toetssoorten, die blootgesteld zijn via poriewater en die (voornamelijk) blootgesteld zijn via voedsel (organische stof) en wordt gerekend aan de hand van de poriewaterconcentratie en de organisch gebonden fractie in de bodem. Ook wordt een correctie toegepast voor het verschil tussen laboratorium en veldgegevens. Momenteel kunnen deze PAFs berekend worden voor vier metalen, nl. Cd, Cu, Pb en Zn.

De PAF is echter bepaald op basis van toxiciteitsproeven op laboratoriumsoorten, die weinig relatie hebben met de werkelijke natuur en kan daarom alleen indicatief gebruikt worden, als een soort 'koortsthermometer'.

Module E2

Een meer specifiek op de natuurdoeltypen gerichte verfijning van de PAF levert de PAF-doelsoorten.

Risico-inschatting kwetsbaarheid natuurdoeltype

Wanneer de PAF aangeeft dat de concentratie van een stof boven een bepaald risico-niveau ligt, kan de kwetsbaarheid van de beoogde natuurdoeltypen ingeschat worden. Deze inschatting van kwetsbaarheid wordt gemaakt op basis van drie factoren:

- a) Doorvergiftiging. Dit wordt berekend via PAF-doelsoorten (E2). Hierbij wordt feitelijk dezelfde methode als de PAF toegepast, maar dan specifiek gericht op NOECs van de (op

land fouragerende) vogels en zoogdieren uit de groep doelsoorten binnen een natuurdoeltype. Aangezien er praktisch geen NOECs van doelsoorten beschikbaar zijn, wordt geëxtrapoleerd vanuit zoveel mogelijk overeenkomstige diersoorten, waarbij blootstelling wordt berekend aan de hand van het voedselweb van de doelsoort en correcties worden gemaakt voor de verschillen in levensstijl en uiterlijk van doel- en toetssoort. De verhouding tussen de doelsoorten waarbij de blootstelling in het veld hoger ligt dan de NOEC is de PAF-doelsoorten.

- b) De oppervlakte van de verontreiniging. Dit is van belang voor de kans dat organismen blootgesteld worden.
- c) Herstelbaarheidskansen van natuurdoeltypen. Deze factor geeft een indicatie van effecten op populatieniveau en wordt gebaseerd op voortplantingsstrategieën, voedselstrategieën, territoriumkenmerken en genetische variatie. De factor 'herstelbaarheidskansen' moet nog ontwikkeld worden.

Ecotoxicologische risico-schatting vegetatie

Op termijn moet verder een specifieke ecotoxicologische risico-analyse voor planten gemaakt worden, die zich richt op zowel de gevoeligheid van planten voor bodemcontaminanten, als de accumulatiemogelijkheden van planten, aangezien accumulatie belangrijk is voor doorvergiftiging binnen de voedselketens.

Module F: Integratie en eindbeoordeling (hoofdstuk 8)

In deze laatste module wordt een semikwantitatieve beoordeling gegeven van (toekomstige) ecotoxicologische risico's voor het gewenste natuurdoeltype.

Hiervoor worden de kwantitatieve en kwalitatieve resultaten uit de voorgaande modules samengenomen tot een beoordeling voor een scenario als geheel.

Bij de opzet van beoordeling worden de volgende factoren gewogen:

- I. Het algemeen ecotoxicologisch risico (kwantitatief; module E1).
- II. Risico-factoren die nog niet kwantitatief bepaald kunnen worden, nl. redoxpotentiaal (inclusief inundatie), zout, kalk en niet-zure kwel.
- III. Onderscheid tussen natuurdoeltypen, op basis van de risico-schatting van de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen (E2).
- IV. Risico's van andere contaminanten, die nog niet kwantitatief uit te werken zijn (A en F).

De uiteindelijke beoordeling vindt plaats via een wegingstabel.

Ad I: Algemeen ecotoxicologisch risico

De PAF is ingedeeld in drie klassen: <5%, 5-50% en >50%. Bij een PAF<5% wordt uitgegaan van een laag risico voor natuurontwikkeling. Bij PAF > 5% wordt het systeem verder afgelopen.

Ad II: Risico-factoren die nog niet kwantitatief bepaald kunnen worden

Hierbij gaat het om de factoren uit module A en D, nl. redoxpotentiaal (inclusief inundatie), zout, kalk en niet-zure kwel. Deze factoren kunnen de beschikbaarheid van bodemcontaminanten beïnvloeden, maar zijn niet meegenomen in de partitiemodellen. Daarom worden ze in de beoordelingsmodule kwalitatief (-, 0, +) gewogen. Bij PAF 5-50% en beschikbaarheidsverminderende factoren (-) wordt uitgegaan van een laag risico voor natuurontwikkeling. In de overige gevallen wordt het beoordelingssysteem verder afgelopen.

Ad III Kwetsbaarheid van ecosystemen

Voor de stoffen waarbij PAF > 5% en waar geen beschikbaarheids-verminderende condities verwacht worden, wordt een meer op de specifieke natuurdoeltypen gerichte ecotoxicologische risico-schatting gemaakt. Hiervoor is gebruik gemaakt van de verzameling doelsoorten die per natuurdoeltype is vastgesteld. Deze inschatting van kwetsbaarheid wordt gemaakt op basis van de factoren:

- a) Doorvergiftiging via PAF-doelsoorten, de PAF-doelsoorten is ingedeeld in vier klassen: <5%, 5-50%, 50-75% en >75%. Bij een PAF-doelsoorten <5% wordt uitgegaan van een laag risico voor natuurontwikkeling.
- b) De oppervlakte van de verontreiniging. Hierbij is gekozen voor een oppervlaktecriterium van 5.000 m², mits het oppervlak niet meer dan 10% van het totale natuurdoeltype beslaat.
- c) Herstelbaarheidskansen van natuurdoeltypen. Hierbij wordt gedacht aan een klasse-indeling "slechte", "matige" of "goede kans op herstel", die gebaseerd is op het percentage van de getoetste doelsoorten waarbij de populatie een goede kans op herstelbaarheid heeft.

In de eindbeoordelingstabel wordt de beoordeling van kwetsbaarheid van natuurdoeltypen gecombineerd met een weging van beschikbaarheids-verhogende factoren (= de verlichtende of verzwarende condities uit stap II).

Wanneer bij de eindbeoordeling blijkt dat risico's te hoog zijn, kan gekeken worden of risico's verlaagd kunnen worden via aanpassingen in inrichting, beheer of natuurdoeltype. Bij factoren I, II (en eventueel IV) kan een hoog risico leiden tot advies van Actief bodembeheer (geochemical engineering), bij factor III kan het advies zijn te kiezen voor een alternatief (minder kwetsbaar) natuurdoeltype.

Voor de andere stoffen worden bestaande risicobeoordelingsmethodes als uitgangspunt gebruikt (MTR, HC50, 1/2(SW+IW)). Hiernaast zal een vuistregel tabel ontworpen worden die voor deze stoffen per stof(groep) aangeeft wanneer veranderende bodemcondities tot verhoogde of verlaagde beschikbaarheid kan leiden (door invloed op mobiliteit en/of afbreekbaarheid). De uiteindelijke risicobeoordeling vindt per stof plaats in een beoordelingstabel, waarin concentratie, verontreinigd oppervlak en effecten van veranderende bodemcondities gewogen worden.

Om de beoordelingsmethode te verduidelijken wordt een fictief voorbeeld uitgewerkt.

Beleids- en praktijkaspecten

Bij de bespreking van het raamwerk met de potentiële gebruikers van het systeem (Provinciale overheid, beheerders en adviesbureaus) bleek dat men de gepresenteerde opzet zeer geschikt vond om nader uit te werken. Belangrijke reden hiervoor was dat een uitwerking van de Leidraad handen en voeten kan geven aan een locatiespecifieke ecotoxicologische risicobeoordeling bij natuurontwikkeling. De Leidraad lijkt met name bruikbaar bij het maken van keuzes voor inrichting en beheer van de gronden. Daarnaast lijkt het bruikbaar voor het maken van afspraken met het bevoegd gezag inzake de inrichting en beheer van terreinen. Men stond positief tegenover de combinatie met Actief bodembeheer. De Leidraad zal, door de bestaande regelgeving bij aankoop van EHS-gronden, bij de aankoopprocedure een beperkte rol kunnen spelen.

De deelnemers pleitten ervoor de te ontwikkelen Leidraad te laten aansluiten bij de Wet bodembescherming (Wbb) maar niet in te passen in de Wbb. Ook het belang van een goede bemonstering ten behoeve van een Leidraad werd benadrukt.

De voornaamste kanttekeningen waren dat:

- * de modules in het beoordelingssysteem niet altijd toetsbaar zijn (bv PAF);
- * ook gebruik gemaakt zou moeten worden van bestaande veldgegevens van ecosystemen op verontreinigde grond;
- * de omgeving van een gebied ook in beschouwing genomen zou moeten worden, met name de effecten van bronnen net buiten het te beoordelen gebied.

Het rapport eindigt met aanbevelingen voor onderzoek. Hierbij is een onderscheid gemaakt tussen acties die noodzakelijk zijn om het raamwerk op korte termijn om te zetten in een Leidraad, en acties die de Leidraad op termijn kunnen verbeteren. Hierbij zijn tevens prioriteiten aangegeven. Daarnaast worden enkele aanbevelingen gegeven voor beleidsacties, zoals het testen van de Leidraad op proefgebieden, het aansluiten bij de Natuurplanner en/of een beslismethodiek Actief Bodembeheer, en monitoring.

1 INLEIDING EN DOEL

1.1 Aanleiding

In de komende decennia wordt in Nederland gestreefd naar grootschalige uitbreiding van natuurgebieden op voormalige landbouwgrond. Deze natuurontwikkeling vindt met name plaats binnen de ontwikkeling van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). Volgens het Natuurbeleidsplan [NBP, LNV, 1990] zou voor het jaar 2025 binnen de EHS ca 150 000 ha aan de landbouw onttrokken moeten worden en tot natuurgebied worden omgevormd (ca 100.000 ha Relatienotareservaat en 50 000 ha natuurontwikkelingsgebied). Ook binnen andere beleidsvoornemens wordt landbouwgrond omgezet in natuur. Volgens het Bosbeleidsplan [LNV, 1994] zou nog eens 75 000 ha bosontwikkeling plaats moeten vinden.

Het doel van de EHS is in eerste instantie het tegengaan van versnippering van leefgebieden van populaties door het vormen van een samenhangend netwerk van in (inter)nationaal opzicht belangrijke duurzaam te behouden ecosystemen [Bal et al., 1995; LNV, 1995a]. Deze ecosystemen zijn beschreven in streefbeeld voor de gewenste natuur, de natuurdoeltypen. Dit betekent dat het beleid heeft gekozen voor gerichte natuurontwikkeling met vastgestelde einddoelen.

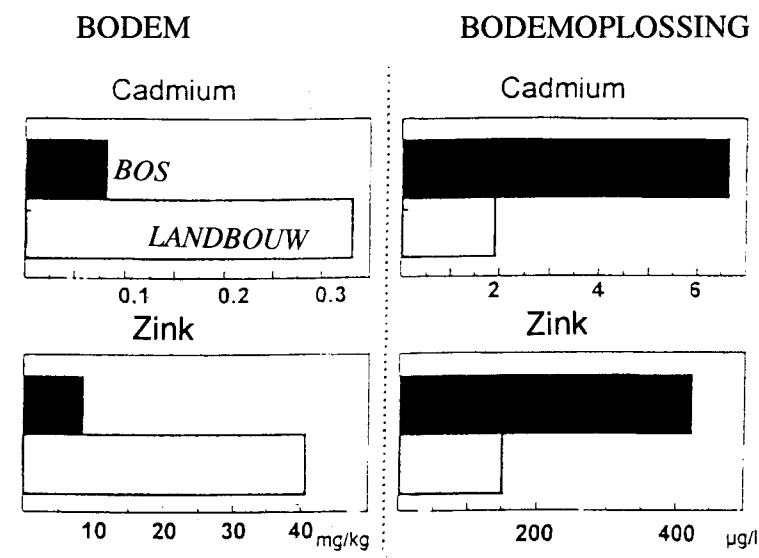
Welke gebieden voor de EHS en bijbehorende natuurdoeltypen in aanmerking komen, wordt mede gekozen op basis van de kansrijkdom voor natuurontwikkeling. Deze wordt onder andere bepaald door de ligging ten opzichte van hydrologische systemen en door bodemkenmerken. Voor alle natuurdoeltypen wordt via het model SMART-MOVE [Latour et al., 1993] de verwachte kansrijkdom van vegetatie aangegeven in relatie tot nutriënten (stikstof), pH, vochtklasse en (voor zover van toepassing) zoutgehalte. Hierbij wordt echter geen rekening gehouden met de verontreinigingsgraad van de bodem en de invloed van veranderingen in deze en andere bodemcondities op de beschikbaarheid van contaminanten voor de gewenste ecosystemen.

De aanwezigheid van bodemverontreiniging blijkt in de praktijk vaak een ernstige hinderpaal bij de begrenzing, aankoop, beheers, herinrichting en overdracht van(landbouw)gronden, bestemd voor natuurontwikkeling, al dan niet in het kader van de Ecologische Hoofd Structuur. Veel landbouwgronden blijken licht verontreinigd te zijn, contaminant-gehalten liggen veelal tussen streef- en interventiewaarden. Ook zijn er lokaties die verontreinigd zijn boven de interventiewaarden [Moonen, 1996].

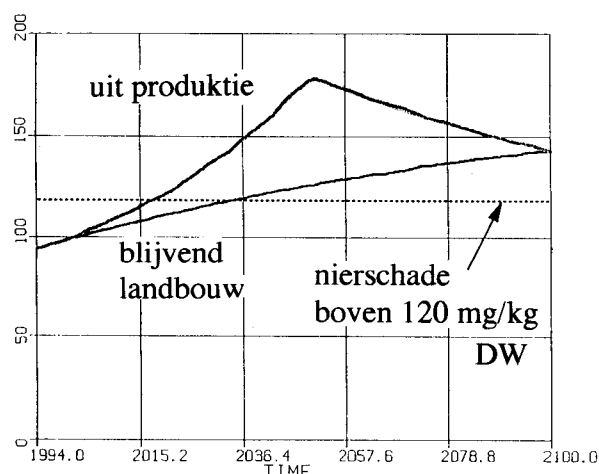
Bovendien is uit studies naar het gedrag van bodemcontaminanten bij veranderend landgebruik gebleken, dat ook bij relatief lichte bodemverontreiniging, zoals voorkomend in landbouwgronden, veranderingen in beheer kunnen leiden tot mobilisatie van bodemverontreinigingen, met name nutriënten en metalen [Römkens & de Vries, 1995; Salomons & Stigliani, 1995; ter Meulen et al., 1996, 1997]. Bij landbouwkundig beheer zijn deze stoffen gebonden in de bodem. Bij natuurontwikkeling wordt echter vaak gestopt met onderhoudsbekalking of worden hydrologische maatregelen (meestal vernatting) genomen. Deze veranderde bodemcondities kunnen leiden tot mobilisatie van bodemcontaminanten. Dit kan weliswaar op termijn leiden tot verlaagde totaalgehalten in de bodem, maar ook tot verhoogde concentraties in het bodemvocht, (toename van) opname in planten en dieren en

uitspoeling naar het grondwater. Hierdoor kan de kwaliteit van ecosystemen en grondwater bedreigd, en mogelijkheden voor natuurontwikkeling beperkt worden.

Figuur 1.1 laat zien dat in het bodemvocht van bosgrond een veel hoger gehalte aan cadmium en zink wordt aangetroffen dan in landbouwgrond, terwijl in bosgrond het totaalgehalte ongeveer een factor 3 lager ligt. Dit komt voornamelijk doordat deze stoffen mobieler zijn bij een lagere zuurgraad, en landbouwgronden in het algemeen bekalkt worden om de zuurgraad niet te veel te laten dalen. Figuur 1.2 geeft een voorbeeld van een modelberekening van cadmiumaccumulatie in de nier van de mol bij een scenario met continu landbouwkundig gebruik en bij uit productie nemen van de grond met bijbehorende verzuring.



Figuur 1.1 Totaalgehalten en concentraties in bodemoplossing voor zink en cadmium in landbouw- en bosgronden in Nederland [uit: Römken en de Vries, 1995]



Figuur 1.2 Cadmiumgehalte in de nier van een mol in de tijd bij een scenario van continu gebruik als weiland en van uit productie genomen weiland (verruiging) [Ter Meulen et al., 1997]

Het blijkt dus dat de abiotische kansrijkdom voor de verschillende natuurdoeltypen nog niet gegarandeerd is ten aanzien van bodemverontreiniging. Bij de begrenzing van de EHS en bij de aankoop, inrichting en beheer van voormalige landbouwgronden voor de EHS, rijzen daardoor de volgende vragen:

- * is of kan de verontreiniging qua aard en omvang zodanig worden dat, ook op een langere termijn, de nagestreefde natuurdoelen niet haalbaar zijn;
- * kan de verontreiniging op termijn door natuurlijke processen - al dan niet met behulp van aangepast beheer - zodanig verminderen, dat de beoogde doelen wel gehaald kunnen worden;
- * kan de verontreiniging via speciale maatregelen weggenomen worden, of kan het risico via inrichtings- en beheersmaatregelen (Actief bodembeheer) zodanig verminderen dat de beoogde doelen haalbaar worden;
- * moeten ten gevolge van de aanwezigheid van de verontreiniging de doelen worden bijgesteld (een alternatief natuurdoeltype of geen natuurontwikkeling).

Om een antwoord te kunnen geven op deze vragen is in de praktijk van Beleid en Beheer de behoefte gerezen aan een beoordelingssysteem voor de risico's van bodemverontreiniging voor natuurontwikkeling. Het Ministerie van LNV heeft het RIVM opdracht gegeven een opzet voor een dussdanig beoordelingssysteem te ontwikkelen. Hierbij gaat het niet alleen om de huidige risico's, maar ook om de toekomstige risico's als gevolg van verandering in bodemcondities bij veranderend beheer.

Deze opdracht is in overeenstemming met actie 21 in Natuurgericht Milieubeleid [LNV, 1995b]: 'Er zal een Leidraad worden ontwikkeld aan de hand waarvan de mogelijkheden en onmogelijkheden voor behoud, herstel en ontwikkeling van natuurwaarden op verontreinigde locaties kunnen worden ingeschat'.

Binnen het beoordelingssysteem moeten ook effecten van inrichtings- of beheersmaatregelen ter beperking van risico's gewogen kunnen worden, zodat naast de beoordeling "wel of geen onaanvaardbaar risico" ook "hoog risico, maar aanvaardbaar mits Actief bodembeheer" een optie is.

De hier volgende opzet voor de Leidraad komt voort uit en sluit aan op de "Programmeringsstudie Veranderend Landgebruik", uitgevoerd door RIVM, AB-DLO, SC-DLO en IBN-DLO in opdracht van het LNV-DWK en LAC-Natuurlijk Milieu [Ter Meulen et al., 1996]. In die studie is een overzicht gemaakt van:

- * mogelijke veranderingen in bodemcondities bij veranderend landgebruik;
- * de beschikbare kennis over gedrag van geaccumuleerde stoffen bij veranderend landgebruik en de kansen voor ontwikkeling van ecosystemen;
- * mogelijkheden van integratie van beschikbare kennis;
- * gesignaleerde leemten in kennis.

Aansluitend is deze problematiek doorgerekend in de "Probleemverkenning Beerze-Reusel", waarbij door een koppeling van modellen voor hydrologie, nutriënten, zware metalen en doorvergiftiging een risico-inschatting is gemaakt voor natuurontwikkeling op twee bodemtypen binnen het Beerze-Reusel stroomgebied [Ter Meulen et al., 1997]. Voor een specifiek natuurdoeltype (een vochtig schraalgrasland van de hogere zandgronden) is dit in een aparte studie uitgewerkt [Pijper, 1996]. De in deze projecten gebruikte methoden hebben als basis gediend voor de opzet van de Leidraad bodembeoordeling.

1.2 Doel

Deze studie beoogt het raamwerk te ontwikkelen voor een “Leidraad Bodembeoordeling bij natuurontwikkeling binnen de EHS”. Het hieruit voortkomende beoordelingssysteem moet op basis van een ecotoxicologische risico-inschatting een uitspraak kunnen doen of een lokatie vanuit het oogpunt van bodemverontreiniging kansrijk genoeg is voor de ontwikkeling van een beoogd natuurdoeltype en of deze kansrijkdom zo nodig vergroot kan worden via inrichtings- of beheersmaatregelen. Aangezien bij begrenzing en aankoop van gebieden in het kader van de EHS sprake is van functieverandering van de bodem en herstel van ecosystemen zal het beoordelingssysteem zowel de huidige als de toekomstige risico's in beschouwing nemen. Hierbij wordt een poging gedaan te rekenen via ‘beschikbare fracties’ van de contaminanten.

De te ontwikkelen Leidraad bodembeoordeling is specifiek gericht op natuurontwikkeling binnen de EHS, maar is mogelijk ook te gebruiken bij risico-inschatting bij natuurontwikkeling binnen andere beleidskaders of bij risico-inschattingen bij bestaande natuur.

Deze studie levert niet het beoordelingssysteem zelf, maar het raamwerk van waaruit het beoordelingssysteem ontwikkeld kan worden. Voor een werkzaam beoordelingssysteem is meer onderzoek en een nadere uitwerking nodig. In dit rapport wordt wel aangegeven wat er nodig is om tot een werkzaam systeem te komen, en worden schattingen gemaakt van de benodigde tijd. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen een pragmatisch systeem dat binnen een jaar operationeel kan worden en een uitgewerkt systeem dat langere tijd voor ontwikkeling nodig heeft.

De Leidraad is in principe bedoeld voor de instanties die betrokken zijn bij de lokatiekeuzes van de EHS (begrenzing, keuze binnen zoekgebieden en eventueel beslismomenten bij aankoop), beherende instanties en voor de instellingen die risico-beoordelingen uitvoeren. Hierbij wordt gedacht aan provincies, Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden (LNV-LBL), Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Provinciale Landschappen en adviesbureau's. Omdat deze organisaties meer hebben aan concrete invullingen dan aan de wetenschappelijke onderbouwing, is getracht de inhoud van het rapport zo concreet mogelijk te houden. Voor wetenschappelijke details is zoveel mogelijk naar andere rapportages verwezen of zijn bijlagen opgenomen.

Aangezien het beheer van een gebied de condities van het gebied kan beïnvloeden, beoogt de Leidraad een methode van risicoschatting te combineren met beheersmaatregelen. Hiermee wordt een uitwerking gegeven aan het begrip “Actief bodembeheer” in natuurgebieden.

Hiermee kan gestreefd worden naar de situatie dat:

- * de verontreiniging langs natuurlijke weg verdwijnt in beleidsmatig acceptabele termijnen met aanvaardbare risico's;
- * de verontreiniging wordt weggenomen of geïsoleerd, zodanig dat de directe omgeving geen (onherstelbare) schade ondervindt en de herstelmogelijkheden gewaarborgd zijn;
- * de verontreiniging zodanig gebonden wordt/blijft, dat dit zowel op korte als op lange termijn geen schade aan de natuurwaarden toebrengt.

De Leidraad is primair bedoeld voor verontreinigingen in het gebied tussen streefwaarden en interventiewaarden, waarbij onder invloed van veranderende condities mogelijk onacceptabele effecten optreden.

1.3 Werkwijze en inkadering

In de onderliggende studie wordt het raamwerk van de Leidraad beschreven. Dit raamwerk bestaat uit een aantal modules, die ieder afzonderlijk meer of minder kunnen worden ingevuld, afhankelijk van de stand van de wetenschap. Door deze keuze van modules geeft het systeem ook de mogelijkheid om bij andere in ontwikkeling zijnde beoordelingssystemen (zoals bij het RIZA) aan te sluiten. Binnen deze studie wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van bestaande kennis.

De beoordelingsmethodiek is tot stand gekomen op basis van eerdere studies (o.a. Ter Meulen et al., 1996, 1997; Pijper, 1996), literatuuronderzoek, aansluiting bij bestaande projecten, overleg met onderzoekers van het RIVM, DLO en andere instituten, expert-workshops en begeleidingscommissie-vergaderingen.

Een nieuw aspect van dit beoordelingssysteem ten opzichte van andere beoordelingssystemen en normen is, dat dit systeem niet alleen gebaseerd is op totaalgehalten, gezien de grote rol van veranderende bodemcondities. De beoordeling richt zich op "beschikbare fracties", hier gedefinieerd als de concentratie in het poriewater en de aan organische stof gebonden fractie. Hierbij moet men zich realiseren dat methodes voor de schatting van beschikbare fracties nog zeer in ontwikkeling zijn, en deze aanpak nog geen sluitend beeld van de werkelijkheid geeft, maar wel een betere benadering.

Idealiter zou een kwantitatieve beoordeling gegeven moeten kunnen worden; de ontwikkeling van de benodigde kennis loopt echter voor de verschillende factoren zo uiteen, dat gekozen is voor een deels kwantitatief, deels kwalitatief systeem. Binnen de studie wordt wel aangegeven welke kennis voor het systeem ontwikkeld moet worden, en wordt aangegeven binnen wat voor termijn dat kan gebeuren.

In de huidige opzet wordt het systeem geplaatst binnen de kaders van de instrumenten van de Wet bodembescherming (Wbb), zoals de urgentiemethodiek. Dat wil zeggen: gehalten onder streefwaarden worden niet beschouwd als bodemverontreiniging, en bij gehalten boven interventiewaarden en urgentie voor bodemsanering wordt aankoop afgeraden en isolerend beheer aangeraden, tenzij sanering plaatsvindt. Hierbij moet de kanttekening geplaatst worden dat (te zijner tijd) aan de hand van voorbeeldsituaties bekeken moet worden of dit inderdaad bruikbare afkappunten zijn in de zin van risico's. Elementen uit het systeem kunnen gebruikt worden als aanvulling op bestaande risicobeoordelingen (bv. bij bepaling saneringsurgentie). Het beoordelingssysteem kan (met enige aanpassing) ook gebruikt worden voor risicobeoordelingen van verontreiniging boven interventiewaarden of onder streefwaarden. Hiernaast wordt - voor zover mogelijk - aangesloten bij de procedure voor grondtransactie van de Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden [Pynenburg, 1996]. In het algemeen richt de systematiek zich op diffuse verontreinigingen, maar risico's van lokale verontreinigingen kunnen eveneens getoetst worden.

Inkaderingen van de studie

- * Binnen deze rapportage is de risicobeoordeling grotendeels beperkt tot enkele zware metalen (cadmium, koper, zink en lood). Voor andere relevante metalen, fosfaat, pesticiden en organische microverontreinigingen wordt via vuistregels een kwalitatieve weging toegevoegd als de omstandigheden aanleiding geven tot verdenking van risico (zie 2.2 en hoofdstuk 8). Te zijner tijd moet de beoordeling van andere stoffen worden ingebouwd.

- * Het beoordelingssysteem richt zich met name op de effecten van verzuring en vernatting op de risico's van verontreinigingen, aangezien dat de belangrijke veranderingen in bodemcondities zullen zijn. Tevens is belangrijk dat het organische-stofprofiel verandert (zowel opbouw van een strooisellaag, als het organische-stofprofiel in de minerale bodem). Momenteel zijn er verzuringsmodellen beschikbaar die een kwantitatieve inschatting kunnen geven van de veranderingen in pH. Ten aanzien van het gedrag van de redoxpotentiaal (deze verandert bij vernatting) zijn momenteel alleen nog vuistregels te geven; kwantitatieve voorspellingen zijn in ontwikkeling. De modellering van het toekomstige gehalte organische stof en opgelost organisch koolstof (DOC) is bijzonder moeilijk en is in ontwikkeling [Ter Meulen et al., 1996]. Daarom wordt in het huidige stadium alleen verzuring kwantitatief uitgewerkt.
- * De gehanteerde berekening van de toekomstige concentraties van zware metalen is alleen geldig voor redelijk tot goed ontwaterde landbodems (aerobe omstandigheden). Daarom kunnen ecotoxicologische risico's momenteel alleen kwantitatief berekend worden voor landbodems. Het RIZA heeft een onderzoeksprogramma gestart voor een risico-beoordeling van natte bodems en uiterwaarden, daarbij kan later aansluiting gezocht worden. Binnen het huidige systeem wordt voor natte landbodems via vuistregels kwalitatief aangegeven wanneer een verhoging of verlaging van het ecotoxicologisch risico wordt verwacht.
- * Het beslissysteem is niet direct toepasbaar voor de permanente waterbodem om een aantal redenen:
 - het concept van beschikbaarheid (evenwichtspartitie) van metalen, zoals gebruikt in deze studie voor landbodems geldt niet voor waterbodems, mede vanwege de mogelijke neerslag van metalen met het aanwezige zwavel; bij waterbodems moet daar vooral rekening mee gehouden worden;
 - bij bepaalde watersystemen wordt nieuw bodemmateriaal aan- en afgevoerd;
 - de rol van de organische stof is anders dan voor niet-waterbodems: er vindt ophoping plaats;
 - het gaat om andere ecosystemen met andere organismen.
- * Bij veranderd landgebruik kan het risico in de tijd veranderen (zie figuur 1.2). Daarom is gekozen voor berekening van het risico op een peildatum. Momenteel is gekozen voor 2050 als peildatum, aangezien het het erop lijkt dat systemen dan tot een bepaald evenwicht zijn gekomen [o.a. Römken en de Vries, 1995].
- * De risico's van de bodemverontreiniging worden berekend voor een diepte van 0-30 cm, aangezien de wortelzone voor ecosystemen de meest relevante laag is. De strooisellaag zal te zijner tijd in de modellen ingebouwd moeten worden.
- * Aangezien de Leidraad wordt ontwikkeld als een risicobeoordeling voor natuurontwikkeling binnen de EHS, waarbij een onderscheid wordt gemaakt in natuurdoeltypen, is gekozen voor natuurdoeltypen als uitgangspunt van scenario's. Een scenario in de Leidraad beschrijft het gewenste natuurdoeltype, eventuele inrichtings- en beheersmaatregelen, bodemcondities, verontreinigingsgraad en atmosferische depositie.

Het beoordelingssysteem is zo opgezet dat de verschillende modules binnen het systeem kunnen worden verbeterd, uitgebreid of van kwalitatief omgezet kunnen worden in kwantitatief. Op de onderscheiden modules wordt in hoofdstuk 2 nader ingegaan. In het daaropvolgende deel van de rapportage wordt de mogelijke invulling van deze modules beschreven. Hierbij is onderscheid gemaakt in de mogelijkheden voor:

- * een eerste invulling (enkele maanden tot een jaar);
- * een invulling op langere termijn (1 tot 4 jaar).

Om het beoordelingssysteem zo goed mogelijk aan te laten sluiten bij de beoordelingspraktijk is in een vroeg stadium een workshop georganiseerd met personen uit beleid en praktijk om te hun mening en advies te geven over de praktische toepasbaarheid van het systeem. Deze commentaren zijn weergegeven in hoofdstuk 9.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de globale opzet van het beoordelingssysteem, de schematische opzet van de Leidraad als geheel en de verschillende modules die daar een onderdeel van vormen. Daarbij is ook aangegeven welke processen en stofgroepen in eerste opzet van de Leidraad nog niet uitgewerkt worden, maar in de toekomst wel een onderdeel kunnen vormen.

In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de huidige situatie van een lokatie. Dit vormt het uitgangspunt voor de beoordeling van de bodem (module A). In hoofdstuk 4 worden de verschillende natuurdoeltypen en inrichtingsmaatregelen toegelicht (module B).

Hoofdstuk 5 gaat in op de inschatting van de toekomstige bodemcondities. Uitgaande van één of enkele scenario's kan kwantitatief en kwalitatief een verandering van fysisch-chemische parameters worden geschat (module C).

Hoofdstuk 6 behandelt voor metalen de module voor de bepaling van de concentratie in poriewater en organische stof (module D).

Hoofdstuk 7 gaat in op de ecotoxicologische risico-inschatting (module E) op basis van de gegevens uit de modules A, B, C en D. Bovendien wordt beschreven hoe een inschatting kan worden gemaakt van de kwetsbaarheid van specifieke natuurdoeltypen voor verontreinigingen.

In hoofdstuk 8 wordt het totale systeem geschetst en de manier waarop een eindoordeel geformuleerd kan worden (module F).

In hoofdstuk 9 worden specifieke beleids- en beheersaspecten, van belang voor het beoordelingssysteem behandeld.

In hoofdstuk 10 wordt ingegaan op het nader onderzoek dat de komende jaren nodig is om tot een nadere invulling van de Leidraad te komen.

2 DE OPZET VAN HET BEOORDELINGSSYSTEEM

2.1 Probleemschets

Op landbouwgronden zijn in de loop van de jaren grote hoeveelheden meststoffen (dierlijke mest, kunstmest), bodemverbeteraars (zuiveringsslib, compost e.d.) en ook bestrijdingsmiddelen gebruikt. Daarnaast kunnen door niet-landbouwkundige handelingen (in het verleden en heden) stoffen op of in de bodem zijn gekomen (atmosferische depositie, ophogingen sedimentatie in uiterwaarden, zuiveringsslib). Hierdoor zijn de hoeveelheden stikstof, fosfaat en kalium op landbouwgronden sterk toegenomen. Ook de concentraties aan metalen en van organische stoffen zijn, afhankelijk van het bodemgebruik, licht tot sterk toegenomen. Wanneer bepaalde concentraties niet worden overschreden, is deze situatie voor de landbouw gewenst (meststoffen) of levert dit geen problemen op.

Het veranderen van landbouwkundig gebruik naar gebruik voor natuurbeheer heeft twee belangrijke consequenties:

- * er is kans op verandering van bodemcondities door een andere inrichting en ander beheer van het gebied;
- * er treedt een verschuiving op van humane en landbouwkundige risico's naar eco(toxico)logische risico's.

Een systeem dat de geschiktheid van de bodem voor natuurontwikkeling moet beoordelen, moet dus zowel de mate van verandering van de bodemcondities inschatten als de risico's in de toekomstige situatie bepalen.

Twee belangrijke veranderingen die kunnen optreden bij natuurontwikkeling zijn vernatting (door inrichtingsmaatregelen of beheer) en verzuring (door stoppen landbouwkundige handelingen) van de bodem. Vernatting kan de effecten van verzuring deels compenseren.

Wanneer deze veranderingen optreden, veranderen in veel gevallen ook een groot aantal bodemeigenschappen (zie tabel 2.1 en kader 'toelichting bodemeigenschappen'). Deze bodemeigenschappen kunnen een sterke invloed hebben op het gedrag van stoffen in de bodem en daarmee op de beschikbaarheid voor organismen. Een deel van deze aspecten komt terug in de opzet voor het beoordelingssysteem (paragraaf 2.3)

Tabel 2.1 Relatie van vernatting en verzuring met de bodemeigenschappen, die de mobiliteit van de stoffen in de bodem bepalen (naar: [Ter Meulen et al., 1996])

Bodemeigenschappen	eenheid	Vernatting	Verzuring	Teneur bij combinatie
grondwaterstand	GVG	toename	-	toename
zuurgraad	pH	toename ¹⁾	afname	i.h.a. afname
organische-stofgehalte	% humus	toename	toename	sterke toename
opgelost org. stof (DOC)	mg/l	toename	toename	sterke toename
redoxpotentiaal	Eh, pe	afname	-	afname
Al-oxidengehalte	mg/kg	-	afname ²⁾	afname ²⁾
Fe/Mn-oxidengehalte	mg/kg	afname	-	afname
ionsterkte		afname	afname ³⁾	afname

1. Afhankelijk van de zuurgraad van het water/kwel. Meestal toename, bij vernatting door zure regenlens kan pH afnemen.
2. Toename van Al in oplossing, dit kan tot toxische concentraties leiden.
3. Bij verzuring als gevolg van landgebruikveranderingen zal de ionsterkte afnemen (door stoppen van bemesting). In een niet-landbouwgrond zal verzuring wel tot een verschuiving in de ion-samenstelling leiden (toename Al in t.o.v. basen), maar de ionsterkte zal daardoor weinig veranderen.

KADER: TOELICHTING BODEMEIGENSCHAPPEN	
Grondwaterstand	uitgedrukt in GVG, gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand. Deze is van invloed op de redoxpotentiaal
Zuurgraad	wordt onder andere bepaald door het bodemtype (zand, klei, organische stof) en daarmee samenhangend hoeveel basische stoffen in de bodem zitten. Dit bepaalt mede de buffercapaciteit van de bodem ten opzichte van zuur (hoeveel zuur een bodem kan ontvangen zonder dat de zuurgraad daalt)
Organische-stofgehalte	het percentage humus in de bodem; dit bestaat uit meer of minder afgebroken (resten van) planten en dieren
DOC	Dissolved Organic Carbon; dit zijn organische moleculen in de bodemoplossing. Wanneer bv zware metalen of bestrijdingsmiddelen hieraan binden kunnen ze mobiel worden.
Redoxpotentiaal	maat voor het reducerend vermogen van de bodem; deze is afhankelijk van de aan- en afwezigheid van oxidatoren en reductoren; hoge redoxpotentiaal = veel zuurstof; lage redoxpotentiaal = zuurstofarm/zuurstofloos
Aluminium(hydr)oxiden	onderdeel van o.m. kleideeltjes, maar ook als $Al(OH)_3$; ze kunnen bindingsplaatsen vormen voor verschillende bodemcontaminanten. Bij verzuring lost de snel oplosbare voorraad aluminium(hydr)oxiden op. Dit levert een geringere adsorptiecapaciteit voor bv fosfaat en metalen.
IJzer- en mangaan(hydr)oxiden	kunnen gehecht zijn aan kleiplaatjes en bindingsplaatsen vormen voor verschillende bodemcontaminanten. Reductie (lagere redoxpotentiaal) leidt tot het oplossen van ijzer- en mangaanoxiden. Dit heeft een grotere mobiliteit van zware metalen en fosfaat tot gevolg.
Ionsterkte	maat voor de hoeveelheid opgeloste zouten in het poriewater

2.2 Beoordeling risico's van metalen en van andere stoffen

Zoals in de inleiding is aangegeven, wordt in deze studie hoofdzakelijk ingegaan op de metalen. Dit wil niet zeggen dat andere stoffen geen risico's kunnen vormen voor het ecosysteem; echter risico's als gevolg van veranderende bodemcondities worden voornamelijk verwacht bij zware metalen en fosfaat. Ter Meulen et al. [1996] concluderen daarom in de Programmeringsstudie Veranderend Landgebruik dat bij risicobeoordeling ten aanzien van mobilisatie van bodemverontreiniging met name aandacht besteed moet worden aan fosfaat en aan metalen, omdat deze persistent zijn, lange verblijftijden in de bodem hebben en gevoelig zijn voor veranderingen in milieucondities. Daarom is het met name bij deze stofgroepen van belang om uit te gaan van 'beschikbare' fracties.

Voor de pesticiden en organische microverontreinigingen is ten eerste minder bekend van de invloed van veranderende bodemcondities op mobiliteit en afbraak, anderzijds lijken veranderende pH en redox minder cruciaal voor beschikbaarheid en kan voorlopig grotendeels gebruik gemaakt worden van de huidige risicobeoordeling, waarbij wordt uitgegaan van totaalgehalten met een correctiefactor voor het humusgehalte. Deze methode lijkt voor veel stoffen een redelijke inschatting te geven, hoewel ook hier kanttekeningen bij te maken zijn (zie verder). Omdat in de toekomst ook andere stofgroepen in het beoordelingssysteem moeten worden opgenomen wordt per groep een korte toelichting gegeven over het gedrag bij veranderend landgebruik en risico's voor ecosystemen. Om aan te geven waar bij deze groepen knelpunten verwacht kunnen worden, zijn de mogelijkheden voor een globale kwalitatieve beoordeling van deze stoffen aangegeven.

Metalen

Het beoordelingssysteem is bedoeld voor zware metalen en arseen. Afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens voor deze metalen kan de beoordeling voor deze stoffen geheel worden doorlopen. In tabel 2.2 is een algemene relatie tussen de bodemeigenschappen en de

mobiliteit van metalen aangegeven. In hoofdstuk 5 wordt nader op het gedrag van metalen en de beschikbaarheid van gegevens ingegaan.

In het in dit rapport beschreven raamwerk is aangegeven voor welke metalen pH-afhankelijke partiticoëfficiënten beschikbaar zijn waarmee de poriewaterconcentraties berekend kunnen worden, en daarbij optredende onzekerheden. Voor de andere relevante metalen en natte gronden zal aangegeven worden onder welke omstandigheden deze metalen - volgens huidige kennis - een verhoogd risico kunnen opleveren. Hierbij gaat het om kwalitatieve uitspraken.

Tabel 2.2 Het effect van de veranderingen van bodemeigenschappen op de mobiliteit van metalen

Verandering bodemeigenschap	Verandering in mobiliteit zware metalen	Verandering in mobiliteit arseen en molybdeen
afname pH	toename	varieert
toename organische stof	afname	afname
toename DOC	toename	-
afname Eh	- 1)	- 1)
en sulfaatreductie	sterke afname	toename
afname Al-oxiden	toename 2)	toename
afname Fe/Mn-oxiden	toename 2)	toename
afname ionsterkte	toename	-

- 1) Het gaat hier om de directe invloed van de veranderingen in redoxpotentiaal. Indirect heeft de redoxpotentiaal effect op b.v de voorraad aan Fe/Mn oxiden en daarmee op de mobiliteit van o.a zware metalen. Het effect van een wisselende grondwaterstand (en redoxpotentiaal) op de mobiliteit van metalen en organische micro's is eveneens belangrijk, maar is in deze tabel niet zichtbaar.
- 2) Dit geldt met name voor zware metalen die adsorberen aan metaaloxiden, zoals zink en cadmium.

Organische stoffen

Het feit dat organische contaminanten in eerste instantie niet worden meegenomen wil niet zeggen dat deze stoffen geen probleem kunnen vormen. Vanwege de mogelijkheid van afbraak van organische stoffen en het gebrek aan kennis of variërende effecten van veranderend landgebruik is hieraan ten opzichte van metalen een lagere prioriteit gegeven. Het is bekend dat bv de redox (bij bv bentazon en atrazin) en pH de afbraak en de mobiliteit van sommige van deze verbindingen kan beïnvloeden (zie tabel 2.3). Daarom kan nog geen betrouwbare verfijning van de huidige risico-beoordeling voor organische verbindingen gemaakt worden; hiervoor is nog onderzoek nodig. De huidige risicobeoordeling houdt al rekening met het voor organische verbindingen belangrijke organische-stofgehalte.

Tabel 2.3 Het effect van de veranderingen van bodemeigenschappen op de mobiliteit en afbraak van organische microverontreinigingen (uit: ter Meulen et al. , 1996)

Verandering bodemeigenschap	Verandering in mobiliteit ¹⁾ Organische micro's	Verandering van afbraak Organische micro's
Afname pH	- / varieert ²⁾	meestal afname
Toename organische stof	afname	varieert?
Toename DOC	toename	toename?
Afname Eh	-	varieert
en sulfaatreductie	-	varieert

- 1) Wanneer in plaats van mobiliteit sorptie wordt gebruikt, zijn alle effecten omgekeerd.
- 2) De meeste pesticiden zijn niet-ionisch en worden niet beïnvloed door pH; bij zwak zure pesticiden (bv bentazon, chloorfenolen, 2,4-D) veroorzaakt toename in pH een hogere mobiliteit.

Bestrijdingsmiddelen. Het huidige toelatingsbeleid van pesticiden stelt als norm voor persistentie een halfwaardetijd onder veldsituaties van minder dan 90 dagen [EG, 1994]. Dit betekent dat deze pesticiden in het algemeen afgebroken zullen zijn voor aanvang van de natuurontwikkeling en voor de pH zodanig is gedaald dat afbraakprocessen sterk worden beïnvloed. Verder zullen in de meeste gevallen inrichtingsmaatregelen zoals vernatting niet op zeer korte termijn worden toegepast. Hierdoor worden risico's voor huidige pesticiden relatief laag ingeschat. Risico's kunnen mogelijk wel optreden bij jaren lang gebruikte, maar nu niet meer toegelaten persistente pesticiden (zoals onder meer DDT, HCB, HCH, drins), metaalhoudende pesticiden, toxische metabolieten en grondgebonden residuen, en bij snel optredende veranderingen in bodemcondities.

Een probleem is hierbij dat er nauwelijks gegevens zijn over het gedrag en de afbraak van pesticiden onder 'afwijkende' bodemcondities. Daarom dienen er voor deze stoffen niveaus aangegeven te worden waarboven een nader onderzoek nodig is. Hiervoor kunnen mogelijk de ecotoxicologische Maximaal Toelaatbaar Risico waarden (MTR-waarden; = HC₅) en HC₅₀-waarden voor bodem worden gebruikt (zie bijlage 2-1). Ook kan aangesloten worden bij het aankoopprotocol van LBL (SW + IW)/2 .

PAK. De gehalten van afzonderlijke PAK op landbouwgronden kunnen boven de streefwaarden liggen [Lagas et al., 1996]. Een effect op de mobiliteit en beschikbaarheid van PAK is alleen te verwachten door veranderingen in het organische-stofgehalte. Uit studies met zuiveringsslib blijkt dat op de langere termijn deze PAK-concentraties dalen op landbouwgrond. Gezien de onzekerheden kan een risicobeoordeling zich het beste richten op de huidige gehalten in de bodem. Hiervoor kunnen mogelijk de MTR-waarden en HC₅₀-waarden voor de bodem worden gebruikt.

PCB. Over het algemeen liggen PCB-gehalten op landbouwgronden onder de streefwaarden [Lagas et al., 1996]. Op bepaalde lokaties, met name in uiterwaarden kunnen deze gehalten echter verhoogd zijn. Onder aerobe omstandigheden worden deze stoffen nauwelijks afgebroken, onder anaerobe omstandigheden bestaat die mogelijkheid wel [Beurskens, 1995]. Hierdoor zal de risicobeoordeling ook op basis van de huidige gehalten moeten worden uitgevoerd, analoog aan de beoordeling van PAK. Ook de otternorm kan hiervoor worden gebruikt (p.m. nadere toelichting).

Fosfaat

Een groot aantal gronden in de zandgebieden zijn fosfaatverzadigd [Reijerink & Breeuwsma, 1992]. Op deze gronden kan door een verhoogde uitspoeling van fosfaat de eutrofiëring van het oppervlaktewater sterk toenemen. Dit is vooral van belang voor gronden met een ondiepe of matig diepe ontwatering (Gt III t/m VI). Over fosfaat-adsorptie en desorptie in klei- en veengronden is relatief weinig bekend o.a. [Schoumans et al., 1988].

Door een verhoging van de grondwaterstand kan de redoxpotentiaal in de bodem dalen, waardoor ijzer- en mangaanoxiden in oplossing gaan. Doordat fosfaat aan ijzeroxide is gebonden kan de beschikbaarheid van fosfaat dan sterk toenemen. Tevens neemt door het stijgen van de (gemiddeld hoogste) grondwaterstand de fosfaatverzadigingsgraad toe. Hierdoor kunnen verhoogde gehalten in het grondwater (en het oppervlaktewater) worden verwacht [ter Meulen et al., 1996]. Een beoordeling van de gronden met betrekking tot de verhoogde beschikbaarheid van fosfaat moet nog verder worden uitgewerkt. Hiervoor is ook ontwikkeling van een methode nodig om de negatieve effecten voor de gewenste ecosystemen te bepalen. Zoals eerder is aangegeven is in de huidige versie van het MOVE-model fosfaat

niet meegenomen bij de bepaling van de kansrijkdom van het natuurdoeltype. Het ligt echter wel in de bedoeling dat deze stof er op korte termijn wordt ingebouwd. Inrichtings- en beheersmaatregelen kunnen waarschijnlijk ook sturend zijn in de beschikbaarheid van fosfaat.

Stikstof en organische stof

Door het stoppen van de groundbewerking verloopt de afbraak van organisch materiaal veel trager en ontstaat er ophoping van organisch materiaal. Doordat ook de bemesting stopt, zijn planten wat betreft stikstof geheel afhankelijk van de mineralisatie van organisch materiaal en van de stikstof die via depositie op de bodem komt. In het algemeen zal bij natuurontwikkeling de organische laag op de bodem toenemen: er wordt een strooisellaag opgebouwd. Dit is met name in bossen goed te zien. Hierdoor wordt meer stikstof vastgelegd en neemt de mobiliteit af. Aan de andere kant kan natuurontwikkeling (zeker in bos) leiden tot toename van opgelost organisch koolstof (DOC), dit kan als een transportmechanisme werken voor zware metalen en pesticiden en zo uitspoeling naar het grondwater bevorderen. DOC-gebonden stoffen zijn, voor zover bekend, echter nauwelijks opneembaar voor organismen, dus zal dit de blootstelling van organismen niet verhogen. Toename van (verontreinigd) organische-stof (via bv. opname door planten) kan wel een verhoogde blootstelling geven.

Bij het verhogen van de grondwaterspiegel zal de denitrificatiepotentie toenemen en zal stikstof verdwijnen, waardoor de uitspoeling naar het grondwater zal afnemen en ook minder stikstof beschikbaar komt voor planten. Hierdoor wordt eutrofiëring als gevolg van stikstof op de langere termijn bij natuurontwikkeling niet als een probleem gezien. Wel is een toename van de ondiepe uitspoeling van nitraat naar het oppervlaktewater te verwachten (zie tabel 2.4). Via de beheersmaatregel maaien en afvoeren kan de hoeveelheid stikstof in de bovenste laag van de bodem worden verminderd.

De tijdschaal voor het verminderen van de stikstof beschikbaarheid zou een goede indicatie kunnen geven voor de mate waarin soorten van een bepaald natuurdoeltype kunnen voorkomen. Dat is echter niet het primaire doel van deze Leidraad.

Tabel 2.4 Effect van de veranderingen van bodemeigenschappen op de mobiliteit van nutriënten in de bodem (uit [Ter Meulen et al., 1996], tabel 3.6)

Verandering bodemeigenschap	Verandering in mobiliteit (conc. in bodemoplossing)	
	Stikstof	Fosfaat
Afname pH	afname	varieert ¹⁾
Toename organische stof	afname	afname
Toename DOC	-	-
Afname redox (Eh) ²⁾	afname ³⁾	toename ⁴⁾
Afname Al oxiden	-	toename
Afname Fe/Mn oxiden	-	toename
Afname ionsterkte	-	-

- 1) In het basische en zwak-zure traject zal de mobiliteit van fosfaat toenemen door een grotere oplosbaarheid van Ca-fosfaten. In het zure traject zal de toename van de oppervlaktelading van Al- en Fe-oxiden tot een afname van de fosfaatmobiliteit leiden.
- 2) Toename in vochtgehalte levert een afname in redoxpotentiaal (Eh).
- 3) Het gaat om de directe invloed van de veranderingen in redoxpotentiaal. Die beperkt zich tot een afname in de stikstof (nitraat) concentratie, door een toename van de denitrificatie. Daarnaast kan door remming van de nitrificatie de adsorptie van stikstof in de vorm van ammonium toenemen.
- 4) Indirect heeft de redoxpotentiaal effect op bv. de voorraad aan Fe/Mn-oxiden en daarmee op de mobiliteit van o.a. fosfaat.

In een eerste opzet van de Leidraad zullen voor alle bovengenoemde stoffen vuistregels ontwikkeld moeten worden om aan te geven waar knelpunten kunnen ontstaan. In hoofdstuk 8 wordt een eerste voorstel gedaan om met de aangetroffen gehalten van andere stoffen dan metalen om te gaan.

2.3 Algemene opzet en beoordeling

2.3.1 De algemene opzet

Binnen het beoordelingssysteem kunnen zes modules worden onderscheiden. Deze zullen in deze paragraaf kort worden toegelicht. In figuur 2.1 is deze opzet schematisch weergegeven. Hierin zijn de verschillende hoofdmodules zichtbaar:

- A. Definitie van de huidige situatie en basisgegevens
- B. Gewenste natuurdoeltypen en scenario's
- C. Prognose van de toekomstige bodemcondities
- D. Prognose van de toekomstige (metaal)concentraties
- E. Beoordeling van het ecotoxicologisch risico
- F. Integratie en eindbeoordeling

Deze hoofdmodules zijn samengesteld uit submodules, die (momenteel) deels kwantitatief en deels kwalitatief worden ingevuld. De beslisboom die zo ontstaat leidt in eerste instantie tot een beslisprocedure analoog aan de beslisprocedure volgens de sanerings urgentiemethodiek van de Wet bodembescherming en het stappenplan dat de dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden op basis daarvan momenteel hanteert: laag risico - nader onderzoek van risico.

Op deze manier kunnen al via het raamwerk van het beoordelingssysteem gebieden worden aangegeven waarbij de risico's laag zijn, waar nader onderzoek nodig is en waar de risico's voor beoogde natuurontwikkeling verhoogd zijn.

Module A (hoofdstuk 3)

In de eerste module wordt de uitgangssituatie bepaald op basis van gegevens die relevant zijn voor de beoordeling (bodemtype, landgebruik, bodemcondities en bodemverontreinigingsgraad). Wanneer de hier gevraagde gegevens beschikbaar zijn, kan de beslisboom in principe doorlopen worden. Wel kan voor sommige modules aanvullende informatie nodig zijn.

Module B (hoofdstuk 4)

De tweede module richt zich op het bepalen van het scenario: de in de toekomst gewenste situatie in de vorm van het natuurdoeltype met de daarbij behorende inrichtingsmaatregelen. Ook kan rekening gehouden worden met voor dit doel relevante beheersmaatregelen en met depositiescenario's. Het resultaat is één of enkele scenario's waarop de verdere beoordeling kan worden gebaseerd.

Module C (hoofdstuk 5)

In deze module worden de verwachte veranderingen van de bodemcondities aangegeven. Dit richt zich met name op de mogelijke verzuring (kwantitatief), daarnaast op veranderingen in vast en opgeloste organische-stof en op veranderingen van de redoxpotentiaal (kwalitatief). Tevens wordt voor de verzuring en vochtgehalte getoetst aan de randvoorwaarden voor de vegetatie.

Module D (hoofdstuk 6)

In de vierde module wordt een schatting gemaakt van de gehalten van zware metalen in het poriewater en het organische stof van de bodem ten behoeve van de risicobeoordeling. Dit gebeurt op basis van de gegevens uit de modules A t/m C.

Module E (hoofdstuk 7)

De vijfde module is de ecotoxicologische risicobeoordeling. Met behulp van de daar beschreven methode kan aangegeven worden of verontreiniging mogelijk een belemmering kan zijn voor de gewenste natuurontwikkeling.

Module F, de beoordeling (hoofdstuk 8)

In de laatste module wordt een semikwantitatieve beoordeling gegeven van (toekomstige) ecotoxicologische risico's voor het gewenste natuurdoeltype.

2.3.2. De beoordeling

Bij een uiteindelijke beoordeling worden de kwantitatieve en kwalitatieve resultaten uit de voorgaande modules samengenomen tot een beoordeling voor een scenario als geheel. De uiteindelijke beoordeling is semikwantitatief.

Bij de opzet van beoordeling worden de volgende factoren gewogen:

- I. Het algemeen ecotoxicologisch risico (kwantitatief; module E1).
- II. Risico-factoren die nog niet kwantitatief bepaald kunnen worden:
 - redoxpotentiaal (inclusief inundatie) (module A en D);
 - zout;
 - kalk;
 - niet-zure kwel;
- III. Onderscheid tussen natuurdoeltypen, op basis van kwetsbaarheid (Module E2).
 - Deze kwetsbaarheid wordt bepaald met de volgende factoren:
 - a. blootstellingskans - gerelateerd aan oppervlakte;
 - b. blootstellingskans, gebaseerd op accumulatie (planten) en doorvergiftiging bij een selectie aan doelsoorten;
 - c. herstelbaarheid, bepaald aan de hand van doelsoort-populaties;
- IV. Risico's van andere stoffen, die nog niet kwantitatief uit te werken zijn (A en F).

Voor de stoffen waarbij het risico semikwantitatief beoordeeld kan worden (momenteel een aantal zware metalen), bestaat de beoordelingmodule uit een getrapt systeem, dat wil zeggen dat ieder beoordelingscriterium leidt tot een uitspraak :

- * laag risico voor natuurontwikkeling, of;
- * loop het systeem verder af.

De uiteindelijke beoordeling vindt plaats via een wegingstabel.

Ad I: Algemeen ecotoxicologisch risico

Het algemeen ecotoxicologisch risico wordt geschat aan de hand van een Potentieel Aangetaste Fractie (PAF). Deze is gedefinieerd als het percentage van de soorten dat blootgesteld is aan een concentratie groter dan zijn No Observed Effect Level (NOEC). De PAF maakt gebruik van partitiemodellen (deze berekenen de verdeling van de contaminant over de verschillende bodemfracties), waardoor hij goed aansluit bij de eerder gebruikte modules. Bij de berekening van de PAF wordt een onderscheid gemaakt tussen toetssoorten, blootgesteld via poriewater en voedselblootgestelde soorten en wordt berekend aan de hand van de poriewaterconcentratie en organisch gebonden concentratie in de bodem (zie H 7). Ook wordt een correctie toegepast voor het verschil tussen laboratorium en veldgegevens. Momenteel kunnen deze PAFs berekend voor vier metalen, nl. Cd, Cu, Pb en Zn.

Deze PAF dient als basistoetsgrootte in het beoordelingssysteem.

De PAF is echter bepaald op toxiciteitsproeven op laboratoriumsoorten, die weinig relatie hebben met de werkelijke natuur en kan daarom alleen indicatief gebruik worden, als een soort 'koortsthermometer'. Is de PAF boven een bepaalde waarde, dan is er iets aan de hand, maar het is nog niet duidelijk wat. Bovendien kan het voor de PAF gebruikte partitiemodel nog geen rekening houden met de belangrijke factoren redoxpotentiaal en met de mogelijk belangrijke factor zout. Het beoordelingssysteem moet met deze factoren wel rekening houden.

Ad II: Risico-factoren die nog niet kwantitatief bepaald kunnen worden

Hierbij gaat het om de factoren uit module A en D, nl. redoxpotentiaal (inclusief inundatie), zout, kalk en niet-zure kwel. Deze factoren kunnen de beschikbaarheid van toxische stoffen beïnvloeden, maar zijn niet meegenomen in de partitiemodellen. Daarom worden ze in de beoordelingsmodule kwalitatief (-, 0, +) gewogen.

Ad III: Kwetsbaarheid van ecosystemen

Voor de stoffen waarbij PAF > 5% en waar geen beschikbaarheid-verminderende condities verwacht worden, wordt een meer op de specifieke natuurdoeltypen gerichte ecotoxicologische risico-inschatting gemaakt. Deze inschatting van kwetsbaarheid wordt gemaakt op basis van drie factoren:

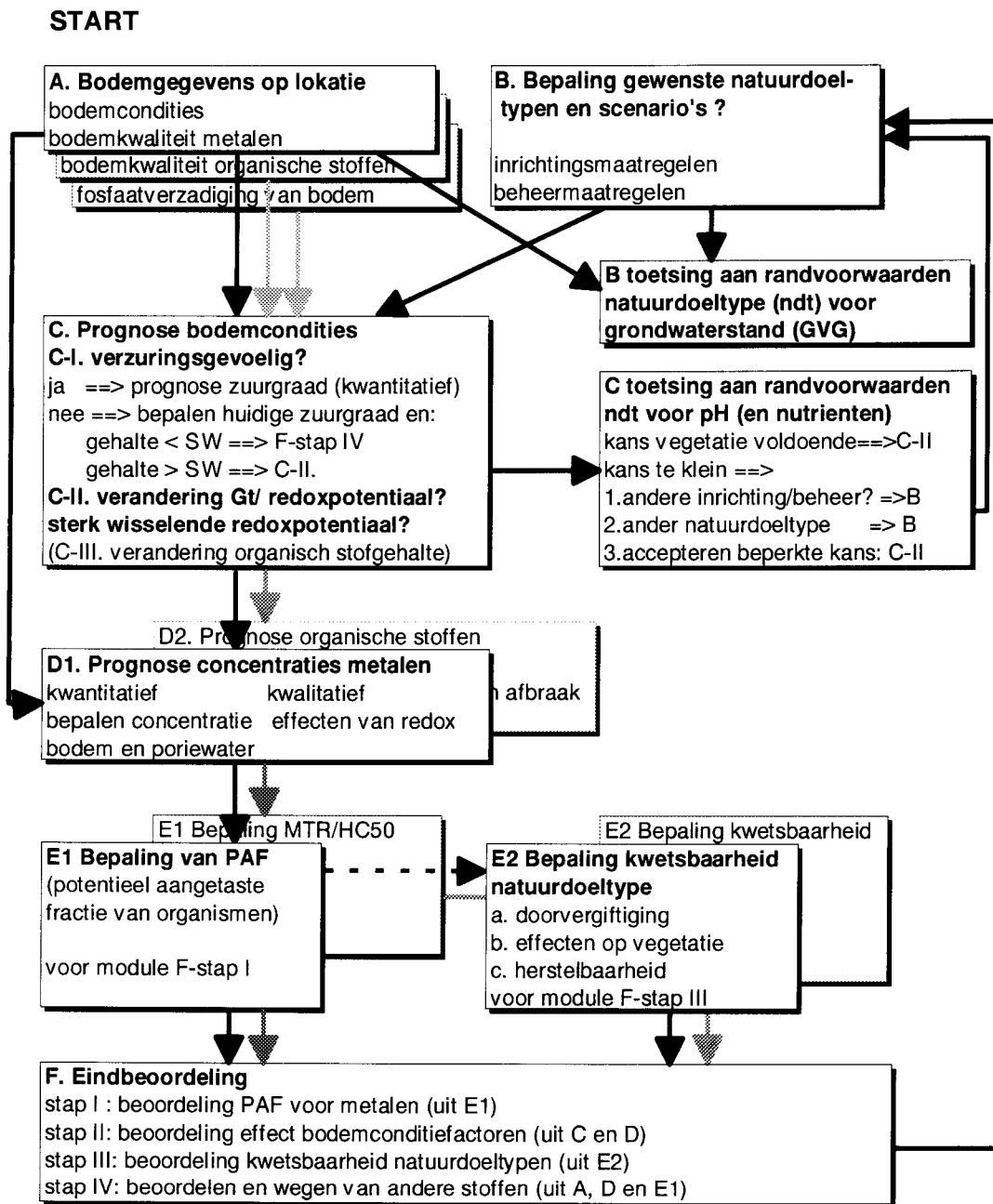
- a. doorvergiftiging. Het risico van doorvergiftiging binnen een specifiek natuurdoeltype wordt berekend voor de op land fouragerende vogels en voor de zoogdieren (PAF-doelsoorten). Omdat er nauwelijks toxiciteitsgegevens zijn voor doelsoorten, wordt gebruik gemaakt van gegevens van vergelijkbare soorten (§ 7.4).
- b. oppervlakte van de verontreiniging. Dit heeft te maken met de kans dat organismen blootgesteld worden. Hierbij is gekozen voor een oppervlaktecriterium van 5.000 m², en indien kleiner, een oppervlakte van maximaal 10% van het totale natuurdoeltype.
- c. herstelbaarheidskansen van natuurdoeltypen. Deze factor wordt gebaseerd op voortplantingsstrategieën, voedselstrategieën en genetische variatie. De factor 'herstelbaarheidskansen' moet nog sterk uitgewerkt worden.

In de eindbeoordelingstabel wordt de beoordeling van kwetsbaarheid van gecombineerd met een weging van beschikbaarheid-verhogende factoren (= verzwarende condities - de plusjes uit stap II).

Wanneer bij de eindbeoordeling blijkt dat risico's te hoog zijn, kan gekeken worden of risico's verlaagd kunnen worden via aanpassingen in inrichting, beheer of natuurdoeltype. Bij factoren I, II (en eventueel IV) kan een hoog risico leiden tot advies van Actief bodembeheer

(geochemical engineering), bij factor III kan het advies zijn te kiezen voor een alternatief (minder kwetsbaar) natuurdoeltype.

Voor de andere stoffen worden bestaande risicobeoordelingsmethodes als uitgangspunt gebruikt (MTR, HC50, $1/2(SW+IW)$). Hiernaast zal een vuistregel tabel ontworpen worden die voor deze stoffen per stof(groep) aangeeft wanneer veranderende bodemcondities tot verhoogde of verlaagde beschikbaarheid kan leiden (door invloed op mobiliteit en/of afbreekbaarheid). De uiteindelijke risicobeoordeling vindt per stof plaats in een beoordelingstabel, waarin concentratie, verontreinigd oppervlakte en effecten van veranderende bodemcondities gewogen worden.



Figuur 2.1 Schematische weergave van de modules binnen het de opzet voor het beoordelingsysteem (zie tevens schema achterin dit rapport)

3 MODULE A: GEGEVENS HUIDIGE SITUATIE

3.1 Inleiding

Om de geschiktheid van een lokatie voor natuurontwikkeling te kunnen beoordelen zijn gegevens over de huidige situatie nodig. Op basis van de omstandigheden op een lokatie wordt in deze module de uitgangssituatie voor natuurontwikkeling vastgesteld. Een deel van deze gegevens kan worden bepaald op basis van de gegevens afkomstig van de bodemkaart. Het is wel belangrijk rekening te houden met het schaalniveau waarop deze gegevens gebruikt gaan worden binnen dit beoordelingssysteem. In paragraaf 3.2 en 3.3 wordt ingegaan op gegevens over de huidige bodemcondities en gegevens over de gehalten van verontreinigende stoffen.

Belangrijke vragen zijn:

- * welke gegevens zijn nodig en in welke vorm?
- * welke gegevens zijn beschikbaar?
- * welke lokatiespecifieke gegevens kunnen door middel van metingen en/of schattingen worden vastgesteld?

Huidig bodemgebruik

Het huidige bodemgebruik en het bodemgebruik in het verleden zijn van belang voor de bodemcondities en de verontreinigende stoffen die in de bodem kunnen worden aangetroffen. Er kan hierbij onderscheid gemaakt worden tussen grasland en bouwland (en bos/natuur). Belangrijke verschillen in ondermeer het organische-stofgehalte, lutumgehalte, de pH en kalkgehalte van de bodem zijn deels gerelateerd aan het bodemgebruik [de Vries, 1994b]. Dit is van belang bij het bepalen van het uitgangspunt voor modelberekeningen. Daarnaast verschillen deze eigenschappen per grondsoort (zie 3.2). Gegevens over het huidige bodemgebruik en het gebruik in het verleden kunnen in bepaalde situaties ook gebruikt worden als indicatie voor de gehalten van verontreinigende stoffen in de bodem (zie 3.3).

Heterogeniteit van de bodem

Bij het bepalen van de gehalten in de bodem en de huidige bodemcondities moet rekening worden gehouden met heterogeniteit van de bodem en de gehalten. Een uitgangspunt hierbij is dat het gaat om de beoordeling van een gebied als geheel, waardoor met gemiddelde condities en gehalten kan worden gewerkt. Dit komt onder meer doordat grotere organismen ontsappingsgedrag kunnen vertonen en zo lokaal verhoogde gehalten gedeeltelijk kunnen ontlopen. Wel is het wenselijk in het uiteindelijke systeem met een zekere range (bv. betrouwbaarheidsinterval of minimum en maximum) te werken, om de gevolgen voor de beoordeling te kennen. Ook kunnen een aantal deelgebieden worden onderscheiden op basis van de bodemcondities en zullen delen met sterk verhoogde gehalten als een apart deelgebied moeten worden beschouwd. In module F (hoofdstuk 8) is aangegeven hoe deze aparte beschouwingen gecombineerd kunnen worden.

Ook in de diepte kan er een gelaagdheid van het bodemgehalte zijn. Vooral nog wordt voorgesteld met het gemiddelde gehalte over de bovenste 30cm te werken. Bij zwaardere verontreiniging van de onderliggende bodem moet daar wel rekening mee worden gehouden. Overigens moet in feite rekening worden gehouden met de gehalten in die laag waar de risico's optreden (is afhankelijk van organisme).

Voorgesteld wordt de beoordeling van gebieden/lokaties voor alle stoffen te doen met het gemiddelde gehalte van een lokatie, gecorrigeerd voor het lutum- en humusgehalte. Eventueel kan een 95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde worden meegenomen.

3.2 Bodemcondities

Voor de beoordeling van een lokatie is het van belang, naast kennis van de gehalten van metalen (en andere stoffen), lokatiespecifieke gegevens te hebben van vooral het lutumgehalte, het organische stofgehalte en de pH (KCl of H₂O). In tabel 3.1 is voor de belangrijkste parameters voor de bodemcondities (welke van belang zijn voor de beoordeling) aangegeven waarvoor deze relevant zijn en hoe deze kunnen worden bepaald.

De in tabel 3.1 genoemde gegevens uit bodemkaarten en bestaande geografische databases kunnen worden gebruikt om de bodemcondities van een bepaald gebied te bepalen. Deze gegevens kunnen gebruikt worden in het te ontwikkelen beoordelingssysteem. Deze gegevens kunnen op basis van de bodemeenheden van de bodemkaart van 1:50 000 worden afgeleid (de kaart van 1:250 000 heeft een te hoog schaalniveau). Daarnaast zijn mogelijk nog meer gedetailleerde kaarten voor dit doel beschikbaar. Op basis van de bodemeenheid en gegevens uit een rapportage van het Staringcentrum [De Vries, 1994b] en daarachter liggende informatie, kunnen voor alle bodemeenheden waarden voor bodemparameters worden afgeleid. De gegevens uit deze rapportage moeten wel eerst omgezet worden naar gegevens voor de bovenste 30 cm. Ook zullen een aantal klasse-indelingen omgezet moeten worden naar absolute waarden. Dit geldt voor de C/N-verhouding (t.b.v. N-beschikbaarheid) en de gehalten Al- en Fe-oxiden (t.b.v. beschikbaarheid metalen). Verder hebben deze gegevens vooral betrekking op landbouwgronden.

Voorgesteld wordt de beoordeling uit te voeren voor de belangrijkste bodemeenheden in een gebied, zodanig dat minimaal 90% van het gebied wordt gedekt. Alle gebieden (met gegevens over het oppervlak) worden, net als bij verschillen in metaalgehalten, afzonderlijk beoordeeld. In module F worden de afzonderlijke beoordelingen samengenomen.

Grondwaterstand

Indien huidige grondwaterstanden bekend zijn, kan op basis daarvan de gemiddelde voorjaars grondwaterstand (GVG) worden berekend (op basis van de GHG en GLG, zie bijlage 4-1). In andere gevallen kan de huidige GVG worden afgeleid uit de grondwatertrappen van de bodemkaart 1:50.000 (zie hoofdstuk 4). Deze kaart is verouderd en zou bijgesteld moeten worden. De huidige GVG is, in combinatie met de toekomstige GVG (zie hoofdstuk 5) van belang voor:

- * de keuze van geschikte natuurdoeltypen (NDT)(module B, hoofdstuk 4)
- * het bepalen van de verzuringsgevoeligheid (module C, hoofdstuk 5)
- * bepaling van de (kwalitatieve verandering van de) redoxpotentiaal (module C, hoofdstuk 5).

Tabel 3.1 Belangrijke parameters voor de bodemconditie en wijze waarop deze vastgesteld kunnen worden

<i>Parameter</i>	<i>Relevant voor</i>	<i>Af te leiden uit</i> ¹
GVG (cm)	randvoorwaarde NDT redoxpotentiaal beschikbaarheid metalen	bodemkaart (1:50.000) of meting
pH (KCl of H ₂ O)	randvoorwaarde NDT bepaling pH-verandering ² beschikbaarheid metalen	bodemkaart + [de Vries, 1994b] of meting
C/N of N-beschikbaarheid	randvoorwaarde NDT	bodemkaart + [de Vries, 1994b]
organische stof (%)	beschikbaarheid metalen	bodemkaart + [de Vries, 1994b] of meting
lutum (%)	beschikbaarheid metalen	bodemkaart + [de Vries, 1994b] of meting
CEC (meq.kg ⁻¹)	beschikbaarheid metalen bepaling pH-verandering	vertaalfunctie vanuit humus en lutum ³
DOC	beschikbaarheid metalen	bodemkaart + [Klap et al., 1996] ¹
Al + Fe-oxalaat (mmol.kg ⁻¹)	beschikbaarheid metalen bepaling pH-verandering	bodemkaart + [de Vries, 1994b]
bulkdichtheid (kg.m ⁻³)	bepaling pH-verandering	vertaalfunctie vanuit org. stof en lutum ⁴
basenbezetting (%)	bepaling pH-verandering	vertaalfunctie ⁵
zoutgehalte/ ionsterkte (...)	beschikbaarheid metalen	bodemkaart + ??
sulfaat/zwavel (...)	redoxpotentiaal beschikbaarheid metalen	bodemkaart + ??

1. additionele data voor pH, C/N, org. stof, CEC en basenbezetting voor bosgronden zijn opgenomen in de Vries en Leeters (1996)(150 zandgronden) en Klap et al. (1997) (100 löss- klei en veengronden)
2. te berekenen via eenvoudig model, zie hoofdstuk 5
3. vertaalfunctie vanuit humus en lutum (bv [Breeuwsma et al., 1986])
4. vertaalfunctie met organische stof en lutum (bv [Hoekstra en Poelman 1986])
5. vertaalfunctie met pH [de Vries, 1994a]

3.3 Gemeten of geschat gehalte in de bodem

Om het risico van verontreinigingen voor het ecosysteem te kunnen schatten is het van belang om het gehalte van deze stoffen in de bodem en/of het poriewater te kennen. Hiervoor zijn gegevens van het totaalgehalte in de bodem nodig. Op basis hiervan kan onder meer de toekomstige poriewaterconcentratie bepaald worden. Belangrijke vragen zijn:

- * welke gegevens zijn nodig voor een goede inschatting van risico's;
- * welke gegevens zijn momenteel beschikbaar .

Overheidsinstellingen zijn bij aan en verkoop van grond verplicht onderzoek te doen naar de milieukwaliteit van grond [VROM, 1994]. Als deze grond landbouwgrond als functie heeft en die behoudt of de functie natuur krijgt, kan in eerste instantie worden volstaan met een historisch onderzoek. Wanneer uit dit onderzoek blijkt dat de grond onverdacht is, kan hiermee worden volstaan. Alleen wanneer de grond een andere functie krijgt en wanneer uit het onderzoek blijkt dat de grond wel als verdacht is aan te merken, moet verkennend bodemonderzoek worden uitgevoerd.

Deze regelgeving betekent dat ten behoeve van de aankoop van gronden voor natuurontwikkeling in veel gevallen geen gegevens over de bodemgehalten beschikbaar zullen zijn. Bij natuurontwikkeling in uiterwaarden wordt veelal wel onderzoek verricht naar de gehalten in de grond, omdat dit vaak gebeurt in combinatie met kleiwinning. Deze klei moet aan bepaalde kwaliteitseisen voldoen (zie bijlage 2-1 voor gehalten).

Er bestaat een duidelijke behoefte om een zekere kennis te hebben van de bodemkwaliteit. Een zeer belangrijk punt hierbij is dat kosten van dit onderzoek beperkt moeten blijven. Een tekort aan basisgegevens over de bodemkwaliteit kan achtereenvolgens aangevuld worden door:

1. historisch onderzoek om te bepalen welke stoffen en op welke plaatsen verhoogde gehalten kunnen worden aangetroffen (dit is vergelijkbaar met het hiervoor genoemde historisch onderzoek);
2. (aanvullend) bodemonderzoek op de te beoordelen lokatie;
3. schatten van de gehalten op basis van reeds aanwezige bodemkwaliteitsgegevens en gegevens over humusgehalte, lutum en bodemgebruik van de te beoordelen lokatie.

ad 1. Met historisch onderzoek kan nagegaan worden of verhoogde gehalten kunnen worden aangetroffen door bepaalde lokale activiteiten of als gevolg van bepaald landbouwkundig gebruik. Wanneer één van beiden het geval is, is aanvullend gebiedsgericht onderzoek noodzakelijk (zie punt 2.). Wanneer er geen aanwijzingen zijn dat de bodem landbouwkundig intensief is gebruikt (bv. in waterwingebieden, natuurgebieden met toezicht), dan kan overwogen worden te volstaan met de schatting van de gehalten op basis van punt 3.

ad 2. Aangezien het zeer belangrijk is kwaliteitsgegevens te hebben over de te beoordelen lokatie, maar de kosten van de gebruikelijke bodemonderzoeken per hectare relatief hoog zijn, is het wenselijk een protocol voor een gebiedsgericht bodemonderzoek op te stellen. Het aantal monsternames en de parameters die geanalyseerd moeten worden kunnen dan geheel afgestemd worden op de beoordeling die moet worden uitgevoerd. De invulling van een dergelijk meetprotocol behoeft nader overleg buiten het kader van dit project. Mogelijk kan gebruik gemaakt worden van het Ster-protocol (in ontwikkeling bij RIVM-LBG), waarmee op een statistisch verantwoorde wijze een beeld verkregen kan worden van bodemverontreiniging binnen een gebied. Deze methode biedt de mogelijkheid de dichtheid van de bemonstering (en daarmee kosten) aan te passen aan de gewenste betrouwbaarheid. Tevens kan mogelijk worden aangesloten bij een voorlopig protocol dat door Rijkswaterstaat en provincie Gelderland is opgesteld ten behoeve van de uiterwaarden [RWS/provincie Gld, 1995].

ad 3. Wanneer het om bepaalde redenen onmogelijk is voldoende informatie over de bodemkwaliteit te verkrijgen, bestaat er de mogelijkheid om een indicatief bodemgehalte te bepalen uit bodemonderzoeken in het landelijk gebied. Hiermee kan een globale indruk worden verkregen van de verwachte gemiddelde gehalten bij bepaalde combinaties van grondsoort en bodemgebruik. Hiervoor kunnen enkele rapportages worden gebruikt.

- * In "Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden" zijn gehalten van zware metalen en arseen (en andere stoffen) opgenomen, onderscheiden naar bodemgebruik en grondsoort (zand, rivierklei, zeeklei, veen en leem) [Lagas en Groot, 1996];
- * In "Landelijke beelden van de diffuse metaalbelasting van de bodem en de metaalgehalten in de bovengrond..." wordt voor verschillend bodemgebruik en grondsoorten (zand, klei, loss, dalgrond en veen) een overzicht gegeven van huidige gehalten [van Drecht et al., 1996].
- * Mogelijkheden bieden ook de landsdekkende kaarten voor de gehalten van Cd, Cu, Zn en Pb in de bodem voor gridcellen van 500x500 meter [Tiktak et al., 1997]. Deze gegevens zijn een extrapolatie van bemonsteringsgegevens (onder meer bovenstaande) op basis van plaats, lutum- en humusgehalte, pH en bodemgebruik (in afnemend belang)

Het uitvoeren van de beoordeling op basis van deze gehalten is in geval van nood mogelijk bij het ontbreken van specifieke gebiedsgegevens. Voor een goede beoordeling van een gebied bij

zijn meetgegevens echter noodzakelijk, en zijn de gegevens uit eerder genoemde bronnen te globaal. Er wordt namelijk gebruik gemaakt van gemiddelden, terwijl de risico-gebieden juist verwacht kunnen worden bij uitschieters. Met de landsdekkende kaarten zou wel een (globaal) overzicht kunnen worden gemaakt van risico-regio's binnen Nederland.

Wanneer er wat betreft de voorkomende contaminanten of gehalten duidelijk verschillende gebieden te onderscheiden zijn, dan worden voor elk deelgebied afzonderlijk gehalten berekend en beoordeeld. Voorgesteld wordt voor de minimale grootte van het gebied waarover gemiddeld wordt 0,5 ha te nemen (5000m²), omdat zeer lokale verhoogde gehalten niet van belang zijn. De afzonderlijke beoordelingen worden in module F samengenomen.

4 MODULE B: NATUURDOELTYPEN EN SCENARIO'S

4.1 Inleiding

Om voor een bepaalde lokatie de toekomstige bodemcondities te kunnen bepalen zullen in deze module (module B) één of enkele scenario's worden geformuleerd waarvoor vervolgens de toekomstige bodemcondities bepaald kunnen worden in module C.

Aangezien deze Leidraad is opgezet voor natuurontwikkeling binnen de EHS, is gekozen voor de 'natuurdoeltypen' (NDT's) uit het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland [Bal et al., 1995] als uitgangspunt voor de scenario's. Naast het gewenste natuurdoeltype of -typen, moet bepaald worden welke inrichtingsmaatregelen toegepast gaan worden (paragraaf 4.3) en of beheersmaatregelen zullen worden toegepast (paragraaf 4.4). Uiteindelijk kan een scenario voor een bepaald gebied worden vastgelegd, waarmee de verdere beoordeling kan worden gedaan. Per scenario wordt het volgende vastgesteld:

- * het natuurdoeltype;
- * eventuele inrichtingsmaatregelen, bijvoorbeeld verandering van de grondwaterstand. Zowel de huidige als toekomstige grondwaterstand is van belang (in Gt-klasse of GVG);
- * eventuele beleids- en beheersmaatregelen (bv. vermindering zure depositie of bekalking);
- * gegevens uit module A wat betreft huidige bodemcondities en verontreinigingsgraad;
- * de verwachte externe toevoer van stoffen (verzurende stoffen, nutriënten, zware metalen, organische stoffen) via atmosferische depositie.

4.2 Natuurdoeltypen

Natuurdoeltypen (NDT's) zijn gedefinieerd als "een nagestreefde combinatie van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal." Natuurdoeltypen worden beschreven aan de hand van doelsoorten en de bijbehorende natuurlijke processen. Doelsoorten zijn gekozen op basis van 3 criteria waarmee nadere uitwerking wordt gegeven aan het begrip "biodiversiteit":

- * i-criterium: internationaal heeft Nederland relatief grote betekenis voor behoud van soort;
- * t-criterium: dalende trend in Nederland;
- * z-criterium: zeldzaam in Nederland.

Doelsoorten zijn als het ware de eindtermen waaraan getoetst wordt of een natuurdoeltype bereikt is, waarbij men zich wel realiseert dat het wel of niet voorkomen aan een zekere mate van toeval onderhevig is; daardoor zal slechts een fractie van de opgesomde doelsoorten verwacht mogen worden. In het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland [Bal et al., 1995] zijn 657 doelsoorten uit 10 taxonomische groepen geselecteerd:

- | | |
|-----------------------|----------------------|
| * 408 hogere planten; | * 47 dagvlinders; |
| * 17 zoogdieren; | * 20 libellen; |
| * 64 vogels; | * 56 vissen; |
| * 5 reptielen; | * 9 stekelhuidigen; |
| * 7 amfibieën; | * 19 kreeftachtigen. |

Natuurdoeltypen zijn op basis van beheersstrategieën ingedeeld in 4 hoofdgroepen:

1. nagenoeg natuurlijk (ongestoord laten verlopen van grootschalige landschapsvormende processen);
2. begeleid natuurlijk (beïnvloeden van grootschalige landschapsvormende processen);
3. half-natuurlijk (bevordering van specifieke successiestadia d.m.v. kleinschalig beheer);
4. multifunctioneel (meekoppeling met andere gebruiksfuncties van het gebied).

Tabel 4.1 Overzicht van de kenmerken van de vier hoofdgroepen natuurdoeltypen [Uit: Bal et al., 1995]

Kader 3.2 Beknopt overzicht van kenmerken van de vier hoofdgroepen				
	hoofdgroep 1	hoofdgroep 2	hoofdgroep 3	hoofdgroep 4 (A) ¹⁾
Naam	nagenoeg-natuurlijk	begeleid-natuurlijk	half-natuurlijk	multifunctioneel
Toekomstbeeld	globaal	globaal	concreet	concreet
Strategie				
• ruimtelijke schaal	landschap > duizenden ha	landschap > 500 ha	ecotoop/mozaïek tot circa 100 ha	ecotoop meestal enkele ha
• situering	vooral procesbepaald	proces- en patroonbepaald	proces-, patroon- en soortbepaald	patroon- en soortbepaald
• processen	niet gestuurd	integraal gestuurd	detailgestuurd	detailgestuurd
• patronen	niet vastgelegd	niet vastgelegd	vastgelegd, eventueel cyclische successie	vastgelegd
• sturingsvariabelen	geen	procesgericht op landschapsniveau	proces- en patroongericht tot op ecotoopniveau	proces- en vooral patroongericht tot op ecotoopniveau
Inrichting				
• natuurtechnisch	alleen in beginfase	alleen in beginfase	eventueel herhaald	eventueel herhaald
• milieukundig	alleen in beginfase	alleen in beginfase	zonodig permanent	geen
Beheer				
• intern natuurbeheer	geen	geen	deels noodzakelijk	noodzakelijk
• compartimentering	geen	geen	mogelijk in mozaïek	mogelijk
• medegebruik	(zeer) extensief	(zeer) extensief	(vrij) extensief	kenmerkend
Ontwikkeling				
• succesiestadium	meestal diverse stadia	diverse stadia	één stadium / mozaïek	één stadium
• ontwikkelingsduur	gemiddeld lang	gemiddeld lang	vrij kort	kort
• voorspelbaarheid	op lange termijn gemiddeld gering	op lange termijn gemiddeld vrij gering	vrij groot	groot
¹⁾ de kenmerken van de typen van subgroep 4B (afgeleide multifunctionele typen) zijn, afgezien van aan het medegebruik verbonden kenmerken, gelijk aan die van de typen waarvan ze afgeleid zijn.				

Tabel 4.1 geeft een beknopt overzicht van de kenmerken van de vier hoofdgroepen. Hoofdgroep 1 en 2 zijn grootschalige eenheden, feitelijk opgebouwd uit natuurdoeltypen zoals beschreven in hoofdgroep 3. De beoordeling van hoofdgroep 1 en 2 zal daarom gebaseerd zijn op de deelbeoordelingen van de binnen de hoofdgroep liggende NDT's.

Op basis van abiotische randvoorwaarden en beheer is een onderverdeling gemaakt in 132 NDT's. Tevens is een verdeling gemaakt in 9 fysisch-geografische regio's (FGR's) [Bal et al., 1995]. Dit beoordelingssysteem beperkt zich daarbij tot relatief droge gebieden, dat wil zeggen:

- * heuvelland
- * hogere zandgronden
- * rivierengebied
- * laagveengebied
- * zeekleigebied
- * duinen

De regio's 'afgesloten zeearmen', 'getijdegebied' en 'Noordzee' (en de hierbij behorende 29 NDT's) blijven buiten beschouwing. Een overzicht van de onderscheiden natuurdoeltypen binnen deze 6 fysisch-geografische regio's staan in bijlage 4-1.

Bij keuze van een natuurdoeltype wordt bepaald in welke fysisch geografische regio's het NDT kan voorkomen op basis van een grove bodemkundige en morfologische afpaling. Voor de hoofdgroepen 1 en 2 is de kansrijkdom bepaald vanuit landsdekkende kansrijkdomkaarten [Farjon et al., 1994] via factoren zoals kwel, kalk, beekdynamiek, milieubelasting (zuur, vocht,

nutriënten), verstuing, veen, vernatting en kwaliteit van aangevoerd water. Voor hoofdgroep 3 en 4 bestaan geen kansrijkdomkaarten, maar wordt de kansrijkdom alleen bepaald op toleranties t.a.v. factoren zuurgraad, nutriënten en vocht [Latour & Reiling, 1991](zie bijlage 4.2). In de Leidraad wordt de kansrijkdom ten aanzien van nutriënten niet meegenomen, want:

- * de kansrijkdom ten opzichte van nutriënten is voornamelijk bepaald op basis van de kansrijkdom ten opzichte van stikstof. Aangenomen wordt dat stikstof op de langere termijn geen probleem op zal leveren
- * de kansrijkdom ten opzichte van fosfaat is nog niet beschikbaar, maar verwacht wordt dat op termijn deze in de DSS-natuur wordt ingebouwd.

Voordelen van natuurdoeltypen als scenariokeuze

- * De natuurdoeltypen beschrijven de streefbeelden voor de EHS; daarom is het logisch daarbij aan te sluiten.
- * Er ligt een methode voor de bepaling van de kansrijkdom van de vegetatie voor belangrijke milieucondities (vocht, nutriënten, zuur), waarbij goed aangesloten kan worden (MOVE).
- * Er zijn toetscriteria beschreven: de doelsoorten.

Nadelen van natuurdoeltypen als scenariokeuze

- * Er zijn 132 natuurdoeltypen, (103 als drie eerder genoemde FGR's buiten beschouwing blijven); wanneer ieder natuurdoeltype een eigen scenario vraagt is dat erg veel om mee te rekenen.
- * Doelsoorten worden gekozen op grond van het criterium biodiversiteit, niet op basis van functionaliteit of kenmerkendheid voor het ecosysteem. De soorten zijn daardoor niet geheel representatief, het blijkt zelfs dat de milieu-eisen die de doelsoorten stellen in een aantal gevallen vrij sterk afwijken van de eisen die gemiddeld door alle soorten van het type gesteld worden [Bal et al., 1995]. Toxicologische gegevens van terrestrische doel- of aandachtsoorten zijn nauwelijks gevonden. Dit betekent dat voor de meest terrestrische doel- of aandachtsoorten extrapolatiemethodieken ontwikkeld zouden moeten worden om de effecten van toxische stoffen op reproductie en sterfte te kwantificeren [Posthuma et al., 1995].

Toch is gekozen voor het uitgangspunt van natuurdoeltypen, omdat het duidelijk omschreven eenheden zijn, en omdat het beleid doelsoorten centraal heeft gesteld. Bovendien is momenteel een methode in ontwikkeling, waarbij de doorvergiftiging van doelsoorten wordt berekend rekening houdend met de poriewaterconcentratie (module E2, PAF-doelsoorten). Het nadeel dat de doelsoorten niet genoeg zeggen over het functioneren van het ecosysteem, of dat de karakteristieke soorten niet getoetst worden, kan ondervangen doordat bij de bepaling van de PAF-doelsoorten ook functionele of karakteristieke soorten toe te voegen.

Het grote aantal natuurdoeltypen lijkt geen groot bezwaar, aangezien iedere lokatie op zich beoordeeld moet worden. Wanneer toch voorkeur wordt gegeven aan een clustering, kan de doeltypensystematiek van Staatsbosbeheer worden gebruikt [SBB, 1994]. Deze doeltypen zijn opgenomen in bijlage 4-1.

Selectie van natuurdoeltype

Uitgangspunt vormt dus het gewenste natuurdoeltype op een bepaalde lokatie. Het aantal scenario's kan beperkt worden tot de meest gewenste; in een latere fase kan het aantal scenario's dan uitgebreid of gewijzigd worden en kan eventueel door het vergelijken van resultaten het meest gewenste scenario gekozen worden. Om de scenario's vast te stellen,

wordt in paragraaf 4.3 ingegaan op de relatie tussen natuurdoeltypen en inrichtingsmaatregelen en in 4.4 wordt ingegaan op de relevante aspecten van beheer.

Toetsen aan randvoorwaarde voor vocht

Eerst kan de fysisch geografische regio van een bepaald gebied worden bepaald. Bij de inschatting van de kansrijkdom is de schatting van de toekomstige/geplande grondwaterstand waarschijnlijk wel mogelijk. Daarnaast is het mogelijk een koppeling te maken tussen de geplande grondwaterstand (uitgedrukt als GVG in cm) en de kans op voorkomen van het totaal aantal soorten van een natuurdoeltype bij deze GVG (gemiddelde voorjaars grondwaterstand). Op basis van een relatie tussen de tolerantie voor vocht van de vegetatie en de GVG op basis van het model MOVE, kan nagegaan worden of aan de randvoorwaarde van de vegetatie wordt voldaan. Een grens die hiervoor gelegd kan worden [zie Bal et al., 1995] is dat minimaal 40% van het totaal aantal plantensoorten van een natuurdoeltype bij dit vochtgehalte voor kan komen. In bijlage 4-2 is als voorbeeld voor enkele natuurdoeltypen de relatie tussen de GVG en de kans op voorkomen opgenomen.

Zoals genoemd in hoofdstuk 3 kunnen de Gt-classes van de bodemkaart omgezet worden tot een GVG, wanneer geen gegevens over de grondwaterstand beschikbaar zijn [van der Sluijs, 1993].

Op basis van deze relaties kunnen de natuurdoeltypen in vier klassen worden verdeeld:

- * droog (grondwaterstand zeer laag; indicatieve GVG >100cm -mv; Gt VII en VII*)
- * matig droog (grondwaterstand laag; indicatieve GVG 60-100 -mv; Gt IV en VI)
- * vochtig (grondwaterstand middel; indicatieve GVG 30-60 cm -mv, Gt II*, III, III*, V, V*)
- * nat (grondwaterstand hoog; indicatieve GVG van 0-30 cm -mv; Gt I en II)

In bijlage 4-1 is bij alle natuurdoeltypen de gewenste grondwaterstand aangegeven waarbij minimaal 40% van de soorten voorkomt. Sommige natuurdoeltypen kunnen in meerdere klassen vallen.

De randvoorwaarde voor zuurgraad kan nog niet bepaald worden; hiervoor moet eerst bepaald worden wat de toekomstige zuurgraad zal zijn (Module C).

Op basis van het bovenstaande kan het natuurdoeltype gekozen worden, rekening houdend met de randvoorwaarde voor het vochtgehalte. Wanneer aan deze randvoorwaarde niet voldaan kan worden, kunnen inrichtingsmaatregelen mogelijk een bijdrage leveren. Uiteindelijk kunnen op basis van eventuele inrichtings- en beheersmaatregelen (paragraaf 4.3 en 4.4, vervolg van module B) één of meerdere scenario's worden bepaald.

Bij bepaalde natuurdoeltypen kunnen verschillende inrichtings- en beheersmaatregelen worden genomen. Wellicht is het mogelijk op basis van gegevens over inrichting en beheer bepaalde koppelingen reeds te leggen. Anders is het de taak van de gebruiker om mogelijke/geplande maatregelen aan te geven.

Een inschatting van de relatieve kwetsbaarheden van de verschillende natuurdoeltypen ten opzichte van elkaar, kan enerzijds gemaakt worden door de kansrijkdom van de natuurdoeltypen ten opzichte van toekomstige zuurgraad en vochtgehalte te bepalen, anderzijds door een ecotoxicologische vergelijking te maken via een bepaling van kwetsbaarheid van natuurdoeltypen. Deze kwetsbaarheid wordt gedefinieerd via oppervlakte, doorvergiftiging en herstelbaarheid (zie hoofdstuk 7).

4.3 Inrichtingsmaatregelen

De inrichtingsmaatregelen die kunnen worden getroffen bij natuurontwikkeling en die direct betrekking hebben op de bodem, zijn de volgende:

1. vernatten (effect op GVG en kwel);
2. afplaggen t/m 10 cm (effect op gehalte in bovengrond, GVG en mate van verzuring);
3. afgraven vanaf 10 cm (effect op gehalte in bovengrond, GVG en mate van verzuring);
4. uitmijnen: het telen van een hoogproductief gewas (bv. mais) zonder bemesting (effect is nutriënten verwijdering).

ad 1. Waarschijnlijk kan bij het natuurdoeltype aangegeven worden naar welke grondwaterstandranges gestreefd wordt en of er kwel aanwezig zal zijn. Dit kan in het beoordelingssysteem gebruikt worden.

De volgende toekomstige situaties kunnen dan onderscheiden worden:

- * nat met niet-zure kwel (moerassen en hoge grondwaterstand);
- * nat zonder of met zure kwel (moerassen en hoge grondwaterstand);
- * vochtig met niet-zure kwel tot in wortelzone (grondwaterstand middel);
- * vochtig zonder kwel tot in wortelzone (grondwaterstand middel);
- * variërend nat en droog (uiterwaarden en inundaties);
- * droog (grondwaterstand laag en zeer laag)

In hoofdstuk 5 wordt op de beoordeling van deze situaties nader ingegaan.

ad 2 en 3. Wanneer (een deel van) de bovengrond tot een bepaalde diepte wordt verwijderd, ontstaat een nieuwe bodemlaag die moet worden beoordeeld. Vastgesteld moet worden:

- * de nieuwe grondwaterstand en toetsing hiervan aan de randvoorwaarde van het natuurdoeltype;
- * de gehalten van metalen en andere stoffen in de (nieuwe) bovengrond; terug naar module A.

Door het verwijderen van de organische stof zullen ook humus en nutriënten worden afgevoerd. Dit heeft ook effect op de beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie.

ad 4. Bij het uitmijnen worden nutriënten afgevoerd. Het is echter mogelijk dat uitmijnen leidt tot verzuring van de bodem.

Inrichtingsmaatregelen kunnen worden getroffen bij alle hoofdgroepen binnen de EHS. Bij hoofdgroep 1 en 2 kunnen ze alleen worden toegepast in de beginfase, bij hoofdgroep 3 en 4 kunnen ze eventueel worden herhaald. De gevolgen van deze maatregelen voor de risico's komen in hoofdstukken 5 t/m 8 aan bod, maar verdienen wel nog een nadere uitwerking.

In het rapport 'saneringstechnieken in het landelijk gebied' [Brouns et al., 1993] worden als extra mogelijkheden voor sanering genoemd:

- * grondwateronttrekking (geforceerde uitspoeling van verontreinigingen) bij zware metaalverontreiniging
- * extractie door middel van aangezuurd water bij organische verontreinigingen of
- * biorestauratie bij organische verontreinigingen.

Deze methoden worden echter onder groot voorbehoud genoemd, aangezien ze de toekomstige kansen voor natuurontwikkeling sterk beperken.

4.4 Beheers- en beleidsmaatregelen

Naast inrichtingsmaatregelen kunnen en worden een groot aantal beheersmaatregelen toegepast die gedurende enkele jaren of over een langere periode toegepast moeten worden. Enkele belangrijke hiervan zijn:

1. verschralen (door maaien of grazen);
2. bekalken;
3. fytoremediatie.

ad 1. Verschralen

Verschralen heeft net als afplaggen vooral effect op het nutriëntengehalte (beschikbaar N) en op de verzuring van de bodem. De effecten hiervan op de beschikbaarheid van metalen kan met behulp van modellering in de toekomst mogelijk ingeschat worden. Bij toepassing van grazers zal het risico voor de grazers ingeschat moeten worden, wanneer uit de berekeningen blijkt dat de mobiele fractie in de bodem relatief hoog is. Dit is bij voorbeeld van belang voor schapen en koper-verontreinigde grond. Hiervoor kunnen te zijner tijd de LAC-waarden voor grasland vertaald worden naar 'beschikbare fracties'.

ad 2. Bekalken

De bekalking van landbouwgrond wordt bij de overgang naar natuurontwikkeling in principe gestopt, maar voor bepaalde natuurdoeltypen zou dit in een bepaalde vorm gecontinueerd kunnen worden om de negatieve effecten van verzuring tegen te gaan (Actief bodembeheer). Een nadeel van bekalking is dat de toevoeging van kalk ook neveneffecten kan hebben, zoals effecten op uitspoeling van eenwaardige ionen en de effecten op de organische-stof kringloop. De meningen over bekalken van natuurgebieden lopen sterk uiteen. In het algemeen is men tegenwoordig niet sterk voor bekalken. Momenteel wordt ook geëxperimenteerd met het toevoegen van andere stoffen om verontreinigingen vast te leggen (bv kleimineralen), maar voor toepassing in natuurgebieden zal nog nader onderzoek noodzakelijk zijn (zie bijlage 10-1).

ad 3. Fytoremediatie

Een optie voor de toekomst is Actief bodembeheer via fytoremediatie. Hiervoor moet gezocht worden naar (hyper)accumulerende planten met een hoge productie, die een toxische stof ophopen in de bovengrondse delen, die vervolgens geoogst en verbrand worden (Verkleij en Schat, 1996). Deze planten zouden dan gedurende enige tijd geteeld kunnen worden voor de echte natuurontwikkeling op gang kan komen.

Het gebiedsgerichte milieubeleid, zoals beschreven in het Structuurschema Groene Ruimte [LNV, 1993] levert de mogelijkheid van aanvullende gebiedsgerichte maatregelen, wanneer door cumulatie van milieuproblemen en/of een hoge kwetsbaarheid van functies, de gewenste milieukwaliteit niet bereikt kan worden met behulp van het generieke beleid. Er kunnen in zo'n geval (lokaal) maatregelen genomen worden tegen bijvoorbeeld verdroging, ammoniakdepositie, verstoring en vermesting van grond- en oppervlaktewater.

Bij vermindering van verzuring door reductie van ammoniakdepositie moet worden nagegaan hoe groot het effect hiervan is met het oog op verandering van de mobiliteit van verontreinigingen.

De bovengenoemde maatregelen kunnen meegenomen worden bij de modellering van de verzuring in de vorm van scenario's. Wanneer geen reductie van verzuring wordt nagestreeft, wordt bij de modellering uitgegaan van de huidige zure depositie (gemiddeld in Nederland of per gebied). In hoofdstuk 5 zal worden ingegaan op de mogelijkheden die hiervoor binnen de modellen bestaan.

Vermindering van risico's via beheer is alleen mogelijk voor de natuurdoeltypen uit hoofdgroep 3 en 4, niet voor de natuurdoeltypen uit hoofdgroep 1 en 2 (zie tabel 4.1).

Voor een overzicht van geplande beheersmaatregelen bij de verschillende natuurdoeltypen kan de beschrijving van de doelen ten behoeve van de planning van het beheer van Staatsbosbeheer gebruikt worden. Hierin wordt het geplande beheer ten opzichte van de geclusterde (sub)doeltypen beschreven, maar hierbij wordt ook aangegeven voor welke natuurdoeltypen deze gelden [SBB, 1994].

Uit het rapport 'saneringsmethoden in het landelijk gebied' [Brouns et al., 1993] blijkt dat sanering in bestaande natuurgebieden moeilijk is. Veel saneringstechnieken leiden tot nadelige gevolgen voor de aanwezige natuur.

Als mogelijke saneringsmethoden bij bestaande natuur worden met name *afplaggen en afvoeren* genoemd voor pioniersecosystemen op organische bodem en bij herstel van vergraste heiden, verzuurde vennen en (soorten)arme graslanden op van oorsprong minerale bodem. *Maaien en afvoeren* wordt als bruikbare methode genoemd voor gras- en rietlandvegetaties. *Diepe grondbewerking* kan toegepast worden in bestaande pioniersecosystemen op bodems met relatief weinig organische stof. In het genoemde rapport wordt gewaarschuwd voor de eventuele negatieve bijeffecten van bekalking, namelijk een verhoging van de pH kan leiden tot verhoogde mineralisatie en een verstoring van nutriëntenhuishouding. Bij de in dit rapport besproken natuur(ontwikkeling) gaat het echter om het op peil houden van pH. Onderzocht zou moeten worden of in dit geval pH de nutriëntenhuishouding eveneens verstoort.

Voor de hoofdgroepen 4, multifunctionele natuurdoeltypen, zijn veel meer saneringsmaatregelen mogelijk, aangezien bijvoorbeeld bekalking of bemesting tot veel minder problemen zullen leiden.

5 MODULE C: PROGNOSE BODEMCONDITIES

5.1 Inleiding

Om in te schatten hoe de bodemcondities kunnen veranderen als gevolg van natuurontwikkeling is het van belang inzicht te krijgen in de mogelijke verandering van de zuurgraad van de bodem, de verandering van het organische-stofgehalte (en opgeloste organische-stof) en de verwachte gevolgen voor de redoxpotentiaal (met onder meer effect op metaal-hydroxiden). Klei-gehalten worden verondersteld niet veel te veranderen. Deze aspecten zijn van groot belang voor de toekomstige beschikbaarheid van metalen (en andere stoffen). Het bepalen van de toekomstige bodemcondities vindt plaats binnen module C van het beoordelingssysteem.

De veranderingen in bodemcondities worden geschat voor de afzonderlijke deelgebieden binnen verschillende scenario's, zoals deze in module B zijn geformuleerd. Voor elk scenario kan de verwachte bodem-pH worden bepaald. In paragraaf 5.2 worden de mogelijkheden voor het schatten van de verzuring (met behulp van modellen) aangegeven. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen mogelijkheden voor de aanpak op korte termijn en op langere termijn.

De bepaalde pH (-range) dient:

1. voor toetsing aan de randvoorwaarde van de vegetatie van het natuurdoeltype voor de zuurgraad (zie paragraaf 5.4);
2. als input voor module D en E, samen met de gegevens uit module A (als zuurgraad niet beperkend is voor het natuurdoeltype).

De resultaten van de prognoses van alle relevante bodemcondities in deze module dienen als input voor de modules gericht op de beschikbaarheid van metalen (en andere stoffen) (zie module D) en op de risico's voor effecten binnen het ecosysteem (zie module E).

5.2. Verandering van de zuurgraad

5.2.1 Bepaling van de verzuringsgevoeligheid van de bodem

Eerst wordt op basis van de bodemeenheden van de bodemkaart bepaald of het gaat om een verzuringsgevoelige bodem. Dit geldt in elk geval voor alle kalkloze zandgronden. In bijlage 5-1 staan de bodemeenheden aangegeven welke daartoe behoren en die gevoelig zijn voor verzuring [de Vries et al., 1989a]. Bij het vaststellen van die verzuringsgevoeligheid is hierbij niet uitgegaan van de mogelijkheid van pH-daling, maar van de waarschijnlijkheid dat bossen die op deze gronden staan zich binnen 20 jaar in het aluminium-buffertraject bevinden. Een daling van de pH zal echter alleen optreden in alle gronden waarvan de buffersnelheid (o.a. door verwerking) kleiner is dan de som van de externe zuurtoevoer en de interne zuurproductie. Bij de huidige zuurdepositie is dit waarschijnlijk voor alle gronden het geval.

De snelheid waarmee de pH daalt is echter zeer verschillend. In kalkrijke zandgronden kan dit, afhankelijk van het kalkgehalte, decennia tot eeuwen duren (een indicatieve schatting is 2 - 3 jaar per % kalk per cm grond ofwel 60 - 90 jaar per % kalk per 30 cm grond). In kleigronden is de verwerkingssnelheid en daarmee gekoppeld het kritische depositieniveau dermate hoog dat de overschrijding van dit niveau slechts gering zal zijn. Dit geldt ook voor natte gronden (met een Gt van I of II) waarin sprake is van een aanvoer van Ca-houdend kwelwater dat de zuurtoevoer buffert. In zand en lössgronden is het kritische depositienivo laag [De Vries,

1996] en derhalve de mate van overschrijding hoog, zodat de pH-daling relatief snel kan zijn. Dit blijkt ook uit de lage basenbezetting en pH-waarden die gevonden worden in zand en lössgronden onder bos [Klap et al., 1996].

Op grond van het bovenstaande lijkt het goed om in elk geval voor zand en lössgronden de mate van de verzuring in te schatten. In 5.2.2 wordt op de mogelijkheden hiervoor ingegaan [De Vries en Leeters, 1996].

Wanneer de bodem niet gevoelig is voor verzuring, dan kan of gerekend worden met de huidige pH in landbouwgronden (uit module A) of met de pH die aangetroffen wordt onder niet-landbouwgronden (vooral gegevens van bosbodems).

5.2.2 Mogelijkheden voor modellering

Bij een groot aantal gronden kan een daling van de pH worden verwacht als gevolg van het stoppen van de bekalking en natuurlijke processen. De mate van verzuring kan op verschillende manieren worden bepaald. Verschillende modellen met een toenemende mate van complexiteit komen hiervoor in aanmerking. Deze modellen worden hierna kort gekarakteriseerd (zie voor een nadere toelichting o.a [De Vries; 1991] en [Kros et al., 1996]).

1. Model voor kritische zuurbelasting (SMB). Op basis van het één-laags model SMB, wat gebruikt wordt om kritische zuurdeposities voor bosgronden te berekenen, is voor landbouwgronden die worden omgezet in bos een methode uitgewerkt om de pH te voorspellen. Dit is gedaan door een kritische zuurbelasting te berekenen waarbij de basenvoorraad van de bovenste 40 cm van de bodem niet wordt aangetast. Het verschil van de actuele belasting en de berekende kritische belasting van een bodem tast de basenvoorraad in de bodem aan. Op deze wijze is de toekomstige basenbezetting, en daarbij behorende empirisch gecorreleerde pH-waarden, berekend voor de diepte van 40 cm en voor 23 onderscheiden bodemtypen (19 zand, 2 klei, veen en löss). Het model kan voor module D aansluiten op de zware metalen modellen, zoals STRESS [De Vries en Bakker, 1996] en SOACAS [Vissenberg et al., 1995]. Voor verdere informatie wordt verwezen naar [De Vries, 1994b] en [Römken en de Vries, 1995].

2. SMART 2. Dit model is ook een één-laagsmodel, maar met een (fictieve) strooisellaag (decompositie) op de minerale laag. In tegenstelling tot het SMB model is het in staat om naast de pH tevens andere relevante bodemfactoren te berekenen zoals de C/N verhouding (van belang als randvoorwaarde voor natuurdoeltypen) en het gehalte aan Al-oxalaat (bepaalt de mobiliteit van sommige zware metalen en van arseen; zie tabel 3.1). De dikte van de bodemlaag, waarvoor gerekend wordt, is instelbaar (30cm). Momenteel is het model geparаметeriseerd voor natuurgronden voor 7 bodemtypen, in combinatie met verschillende grondwatertrappen. De uitvoer van dit model sluit o.a aan op het zware metalen model STRESS [Kros et al., 1995].

3. RESAM. Dit is een meerlagenmodel met tijdstappen van 1 jr, waarbij per laag de verzuring kan worden berekend. Dit model is gebruikt bij de case-studie voor het Beerze-Reusel stroomgebied [ter Meulen et al., 1997]. Het model sluit aan bij het meerlagenmodel voor zware metalen STRASS [Bril en Postma, 1992].

4. NUCSAM. Dit model is vergelijkbaar met RESAM maar rekent met tijdstappen van 1 dag om de seizoensvariabiliteit in bodemvochtsamenstelling door te kunnen rekenen en het model op dergelijke gegevens te kunnen valideren. Dit model is dan ook uitsluitend geschikt voor toepassing op lokale schaal vanwege het grote aantal benodigde data.

Aanpak op korte termijn en langere termijn

Ten behoeve van het beoordelingssysteem biedt een gerichte uitwerking van het kritische bodembelastingsmodel (SMB) de beste mogelijkheden om op een korte termijn de mate van verzuring te schatten (zie 5.2.3). De voorkeur wordt aan dit model gegeven, omdat dit éénlaags model voldoende mogelijkheden biedt om een inschatting te maken van de mate van verzuring en een beperkte hoeveelheid gegevens vereist.

Deze benadering biedt echter niet de mogelijkheid om verschillende GVG-scenario's door te rekenen. Dit biedt de modellering met SMART2 op termijn wel. De mogelijkheden voor uitwerking hiervan zijn aangegeven in bijlage 5-3. Bovendien zijn beheersscenario's met dit model beter door te rekenen dan met het SMB-model. Een verder voordeel is dat SMART2 ook een strooisellaag bevat.

Op de langere termijn wordt ook gedacht aan 1) een uitbreiding van de modellen om de hoeveelheid organische stof en het opgelostorganische-stofgehalte (DOC) in de toekomst te bepalen en 2) modellering van de interne verzuring van gronden nadat het bekalken en bemesten is gestopt. Deze aspecten zijn nu nog bij geen van de modellen meegenomen. Dit kan het komende jaar ook nog niet worden verwacht. In 5.3.1 worden de mogelijkheden hiervoor kort beschreven.

5.2.3 Aanpak korte termijn

Door het opzoeken van de bodemeenheden ter plaatse van de natuurontwikkeling in de bodemkaart van 1:50.000 kan op korte termijn de toekomstige pH van een landbouwgrond worden ingeschat op basis van:

- 1) de huidige bodeminformatie per bodemeenheid over zuurgraad onder niet-landbouwgronden, (b.v met gegevens van bosgronden);
- 2) het aangepaste SMB-model met informatie over de huidige basenvoorraad (CEC en basenbezetting) en pH van landbouwgronden.

Methode 1

Volgens de eerste methode wordt de verwachte pH-daling ingeschat op basis van het verschil tussen pH-waarden die worden aangetroffen in landbouw en niet-landbouwgronden. Deze methode lijkt met name geschikt, wanneer een schatting van de kritische zuurbelasting en de mate waarin die in de toekomst wordt overschreden zeer onbetrouwbaar is. Dit geldt vooral voor de kleigronden en veengronden waarvan de verzuringsgevoeligheid in elk geval gering is (zie 5.2.1).

Deze methode is ook mogelijk voor de schatting van het lutumgehalte, het organische stofgehalte en de concentratie opgeloste organische stof (DOC).

Methode 2

In lemige gronden, die matig verzuringsgevoelig zijn, en kalkloze zandgronden die veelal zeer gevoelig zijn voor verzuring (hangt o.a af van het organische stof gehalte en daarmee de CEC van de grond) kan de mate waarin landgebruiksverandering (zoals herbebossing) tot een daling in pH leidt ook worden berekend met het relatief eenvoudig verzuringsmodel SMB. Hieronder volgt een korte toelichting. Voor meer informatie zie [De Vries, 1994a].

Eerst wordt het kritische depositieniveau van zwavel en stikstof (*totaal zuur*) berekend waarbij de basenvoorraad van de bodem niet wordt aangetast. Dit wordt berekend op basis van:

1. de netto basentoevoer aan de bodemoplossing (depositie plus verwerking (min opname door gewas));

2. de netto stikstofafvoer uit de bodemoplossing (opname plus denitrificatie plus een toelaatbare immobilisatie);
3. de toelaatbare uitspoeling aan zuur (en aluminium).

De veronderstellingen die aan dit model ten grondslag liggen (o.a. volledige nitrificatie, verwaarloosbare stikstof-fixatie en zwavel-vastlegging) en hun onderbouwing zijn gegeven in De Vries (1991; 1993). De kritische uitspoeling van zuur wordt berekend door vermenigvuldiging van het netto neerslagoverschot met de concentratie aan zuur die in de landbouwgrond wordt aangetroffen (gebaseerd op de gemeten pH). Gegevens over de verschillende termen zijn voor een 23 tal bodemtypen gekwantificeerd [De Vries, 1994a].

Vervolgens kan de afname in basenvoorraad voor een toekomstig richtjaar worden berekend op basis van de (geaccumuleerde) overschrijding van het kritische depositieniveau van stikstof en zwavel met de huidige belasting.

De toekomstige basenbezetting kan vervolgens worden berekend op basis van de huidige waarde, en de dichtheid, dikte en de CEC van de betreffende bodemlaag (van 30 cm). De bijbehorende pH-verandering kan tenslotte worden berekend op basis van een empirische relatie met de basenbezetting aan het adsorptiecomplex (b.v. volgens Bloom and Grigal, 1985).

De benodigde gegevens voor deze berekening zijn:

1. *Huidige en kritische zuurbelasting.*

Waarden voor de totale depositie van SO_x , NO_x en NH_x zijn o.a. aanwezig voor de jaren 1985, 1994 en 2000 voor grids van 10 km x 10 km op basis van modelberekeningen met het TREND model [Schutter en de Leeuw, 1991] of de depositie die met het OPS-model van het RIVM is bepaald voor grids van 5x5 km (bv. voor 1994). Schattingen voor de toekomstige depositie van SO_x , NO_x en NH_x zijn slechts te baseren op verwachte emissiereducties (in de tijd en/of per gebied). Voor een eerste opzet is een constante depositie in de tijd voldoende. Als maatregel kan een plaatselijke emissiereductie worden gesimuleerd.

Gegevens voor de berekening van de kritische zuurbelasting, te weten de totale depositie, verwerking en opname van basen, de stikstofopname en de denitrificatie per bodemeenheid zijn te baseren op o.a. De Vries [1996]. Tevens kan gebruik worden gemaakt van de resultaten van deze berekeningen om direct een bepaalde inschatting te maken van de verwachte overschrijding van het kritische zuurdepositieniveau.

2. *Huidige basenvoorraad.*

De geadsorbeerde basenvoorraad kan worden berekend door vermenigvuldiging van de dikte van de betreffende bodemlaag (b.v. 30 cm) met de dichtheid, CEC en basenbezetting van de grond. De dichtheid kan worden afgeleid uit een relatie met organische stof en lutum [Hoekstra en Poelman 1982; van Wallenburg 1988]. Dit geldt ook voor de CEC [Breeuwsma et al., 1986]. Informatie over het gehalte aan lutum, organische stof en de huidige basenbezetting kan worden gebaseerd op basis van gegevens in het Bodemkundig Informatie systeem (BIS) van het Staring Centrum (zie ook [de Vries, 1994b]).

Op bovenstaande manier kan nog geen onderscheid gemaakt voor verschillende grondwaterstanden (i.v.m. remming verzuring bij kwelwater tot in de wortelzone). Het SMART2-model biedt hiervoor mogelijkheden op een langere termijn (zie bijlage 5-3).

5.3 Verandering van organische-stofgehalte, DOC en redoxpotentiaal

5.3.1 Organische stof en DOC

De bovengenoemde verzuringsmodellen (NUCSAM, RESAM en SMART) zijn in principe in staat om veranderingen in het organische-stofgehalte te schatten. Uitbreiding van deze modellen om tevens de verandering in het opgelost organische stofgehalte (DOC: dissolved organic carbon) te schatten zijn in ontwikkeling bij het SC-DLO i.s.m AB-DLO. Processen die hierbij meegenomen worden zijn:

- de potentiële productie van DOC door bladval/wortelsterfte gevolgd door mineralisatie;
- omzetting van DOC door mineralisatie tot CO₂, adsorptie aan de bodem en incorporatie in organische stof.

Op korte termijn (2 jaar) is het nog niet mogelijk deze ontwikkeling bij een beoordeling te betrekken.

5.3.2 Redoxpotentiaal

Voor de inschatting van de verandering van de redoxpotentiaal is momenteel alleen een kwalitatieve inschatting mogelijk. Er kunnen drie situaties onderscheiden worden welke effecten hebben voor de redoxpotentiaal en de gevolgen daarvan:

- stijging (permanent) van het grondwaterstand (ten opzichte van de bestaande situatie);
- daling (permanen) van de grondwaterstand (ten opzichte vande bestaande situatie);
- (sterkere) wisseling van de grondwaterstand (eventueel met periodieke inundatie).

Op basis van de gegevens uit module B kan bepaald worden binnen welke categorie een bepaald deelgebied valt:

1. nat met niet-zure kwel (moerassenen Gt hoog, klasse I en II);
2. nat zonder of met (zure) kwel (moerassen en Gt hoog, klasse I en II);
3. vochtig met niet-zure kwel tot in wortelzone (Gt middel, klasse II*, III, III*, V, V*);
4. vochtig zonder kwel tot in wortelzone (Gt middel, klasse II*, III, III*, V, V*);
5. variërend nat en droog (uiterwaarden en inundaties);
6. matig droog tot droog (Gt IV, VI, VII en VII*).

Aan deze indeling kunnen een aantal vuistregels worden verbonden.

Voor de gevallen waarin de huidige en verwachte voorjaarsgrondwaterstand lager is dan 30 cm (Gt II* t/m VII*; categorie 3, 4 en 6) wordt geen verandering van de redoxpotentiaal verwacht. Dit aspect kan dan verder buiten beschouwing worden gelaten.

Bij een hoge grondwaterstand (Gt I en II; categorie 1 en 2) zal de redoxpotentiaal in een groot aantal gevallen lager zijn. Dit kan sterke effecten hebben op de beschikbaarheid van metalen. Hiervoor wordt naar de kwalitatieve beoordeling in hoofdstuk 6 verwezen.

Bij sterk wisselende grondwaterstanden (categorie 5; kan ook in combinatie met bovenstaande zijn) bestaat er een extra risico op een hogere beschikbaarheid van metalen. Ook hiervoor wordt naar de beoordeling in hoofdstuk 6 verwezen.

Mogelijkheden voor de toekomst

Mogelijk zijn op termijn een aantal redoxindicatoren (zoals NO₃⁻, Fe²⁺, Mn²⁺, Fe(OH)₃, MnO₂, SO₄²⁻, HS⁻) te ontwikkelen om voor gevoelige gebieden een uitspraak te doen.

In principe zijn hiervoor modellen beschikbaar, maar deze zijn vooral bedoeld voor sedimenten [van Cappelen & Wang, 1996]. Deze modellen omvatten kritische procesbeschrijvingen, waaronder transport. Voor deze modellen zijn veel procesparameters nodig, waarbij vooral kinetische parameters onbekend zijn.

Voor het bepalen van redoxveranderingen is ook het reeds in de inleiding genoemde project bij het RIZA van belang dat zich richt op het schatten van risico's bij de inrichting van natte natuurgebieden.

5.4 Toetsing aan randvoorwaarden van natuurdoeltypen (NDT)

Toetsing van zuurgraad

Op basis van een relatie tussen de tolerantie van de vegetatie voor de pH en de berekende pH, kan, op basis van het model MOVE [Latour et al., 1993], nagegaan worden of aan de randvoorwaarde van de vegetatie binnen een natuurdoeltype voor de pH wordt voldaan. Het model MOVE wordt in bijlage 4.2 kort toegelicht. In navolging van Bal et al. [1995] kan de grens hiervoor gelegd worden bij aanwezigheid van 40% van het totaal aantal soorten van een natuurdoeltype. In bijlage 4.2 zijn voor alle natuurdoeltypen (uit groep 3) de ranges en het optimum van de zuurgraad aangegeven waarbij minimaal 40% van de vegetatie van een natuurdoeltype kan voorkomen. Deze toetsing is analoog aan de toetsing in module B wat betreft de vochttoestand.

Wanneer niet aan de randvoorwaarde kan worden voldaan, moet overwogen worden of bepaalde inrichtings- of beheersmaatregelen genomen kunnen worden om tot een andere pH te komen. Wanneer dit niet mogelijk is kan ook de mogelijkheid van een ander NDT worden nagegaan. Wanneer er geen geschikte scenario's bestaan kan overwogen worden het risico te nemen dat het natuurdoeltype niet (volledig) wordt bereikt. In het andere geval moet van aankoop van de grond worden afgezien.

De berekende pH (-range) dient dan als input voor module D en E.

Toetsing N-beschikbaarheid

Voor elk natuurdoeltype is bekend binnen welke range de stikstofbeschikbaarheid moet liggen om voldoende kansen voor de vegetatie te bieden. In bijlage 4.2 zijn deze ranges opgenomen (in kg N/ha/jr).

6 MODULE D: PROGNOSE TOEKOMSTIGE CONCENTRATIES

6.1 Inleiding

Op basis van de verwachte veranderingen in de bodemcondities (module C) kan een schatting worden gemaakt van de beschikbaarheid van metalen (en andere stoffen) voor organismen. In dit hoofdstuk wordt specifiek voor metalen aangegeven welke mogelijkheden er zijn om de totale en beschikbare gehalten te bepalen. Momenteel zijn de ecotoxicologische risiconiveaus gebaseerd op totaalgehalten in de bodem.

Zoals eerder genoemd zijn voor het schatten van de risico's voor het ecosysteem de biobeschikbare concentraties van belang. De concentratie in het poriewater bepaalt de directe blootstelling van organismen en de gehalten in de organische stof zijn belangrijk voor de opname via het voedsel. In dit hoofdstuk (module D) is daarom aangegeven hoe de concentratie in het poriewater en het gehalte in organische stof bepaald kan worden.

In module E (hoofdstuk 7) kan in aansluiting hierop het ecotoxicologische risico worden bepaald. Zoals gezegd is het daarbij nodig om de totaalconcentraties te corrigeren voor bodemeigenschappen die de beschikbaarheid bepalen (ofwel welke de verwachte waarde in het poriewater (bodenvocht) bepalen). Bij de schatting van de metaalconcentraties in het veld is het logisch om uit te gaan van verdeling over de bodemfasen gebaseerd op veldstudies, terwijl de correcties van toxiciteitsgegevens het beste kan worden gedaan op basis de verdeling over de bodemfasen volgens laboratoriumstudies. Beide typen van partitie worden in dit hoofdstuk toegelicht. Hierdoor is een zekere overlap met hoofdstuk 7 (met name 7.2.2)

Naast een kwantitatieve benadering van de beschikbaarheid van metalen in de (aerobe) bodem (zie paragraaf 6.2) kunnen een aantal aspecten van het gedrag bij veranderende bodemcondities alleen kwalitatief worden beschreven. Een belangrijke parameter die van belang is voor de beschikbaarheid is de redoxpotentiaal. Op de effecten van een verandering van de redoxpotentiaal wordt ingegaan in 6.3.

6.2 Modellen en verdeling over bodemfasen

Voor het bepalen van de verdeling van een metaal over de bodemfasen is de relatie tussen het totale bodemgehalte en het poriewatergehalte van belang. In eerste instantie kan volstaan worden met een statische benadering, waarbij op basis van het *huidige* gehalte en de *toekomstige* bodemcondities (uit module C) de concentratie in het poriewater en het organische stof kan worden bepaald.

Later kan een dynamische benadering worden gekozen, waarbij met behulp van modellen ook de verandering van de gehalten in de tijd kunnen worden geschat. In de Programmeringsstudie "Veranderend Landgebruik" [ter Meulen et al., 1996] worden meerdere modellen genoemd om het transport van zware metalen in de bodem te beschrijven. Om aan te sluiten bij het model voor het berekenen van de verzuring (met één bodemlaag) zal voor het gedrag van zware metalen ook een één-laagsmodel worden gebruikt. Voorlopig wordt een grotere mate van detaillering (meerdere lagen) niet zinvol gevonden.

De hierna gebruikte vergelijkingen voor de verdeling over de bodemfasen zijn niet toepasbaar voor waterbodems, omdat sulfide met metalen kan neerslaan tot onoplosbare complexen. Hierdoor kunnen grote hoeveelheden metalen worden gebonden. Zoals in hoofdstuk 5 (module

C) is aangegeven moet voor bodems met een grondwaterstand (GVG) hoger dan ca 20 cm beneden maaiveld (Gt I en II) rekening gehouden worden met een (tijdelijk) hogere dan wel lagere beschikbaarheid van metalen door de lagere redoxpotentiaal (in bepaalde perioden van het jaar). In paragraaf 6.3 wordt de verandering van de beschikbaarheid nader toegelicht.

Modellen

De gehalten en concentraties kunnen direct worden bepaald op basis van de huidige gehalten, de geschatte toekomstige bodemcondities en kennis over de verdeling over de bodemfasen. Dit is een vereenvoudiging van de werkelijkheid omdat in feite de ontwikkeling van metaalgehalten in de tijd zou moeten worden bepaald. Voor een aantal metalen zal de concentratie (door transport) in de bovenste centimeters van de bodem aanzienlijk dalen, op het moment dat de belasting daalt, de pH daalt en de bodem niet meer gemengd wordt door grondbewerking. Anderzijds kan door de opname door planten en het afsterven daarvan het gehalte in de strooisellaag en humeuze bovengrond weer toenemen. Mogelijk kan op termijn ook met deze processen rekening gehouden worden.

Met het model STRESS, ontwikkeld door SC-DLO, kan de ontwikkeling van de gehalten en poriewaterconcentraties in de strooisellaag en de bovenste minerale laag van de bodem in de tijd worden berekend. Dit model sluit aan op de gegevens uit het verzuringsmodel SMART2. Met het model SOACAS, ontwikkeld door het RIVM, is dit mogelijk voor de bovenste bodemlaag.

Voor invulling van deze modellen zijn is een parameterisatie nodig op basis van de bodemtypen en de gegevens van de lokatie. Van groot belang voor de berekende concentraties in het poriewater zijn de partitie-coëfficiënten voor de metalen, welke bij uit gebruik nemen van landbouwgronden veranderen als functie van o.m. pH en organisch stof.

Verdeling over de bodemfasen

Om de gehalten in het poriewater te berekenen kunnen verschillende partitie-coëfficiënten, K_d -waarden, worden gebruikt. Veelal is dit gedefinieerd als de verhouding tussen het metaalgehalte van de vaste fase en de totaal-metaalconcentratie in het poriewater (zowel concentratie van de vrije als de gecomplexeerde metalen). Deze partitie-coëfficiënten zijn afhankelijk van de diverse bodemparameters en de metaalconcentratie in oplossing.

Voor de huidige normstelling zijn voor alle zware metalen en arseen vergelijkingen opgesteld voor de verdeling over de vaste en vloeibare fase [Van den Berg en Roels, 1991]. Deze K_d -waarden worden gecorrigeerd voor het organische-stof- en lutumgehalte van de bodem. In bijlage 6-1 zijn de huidige correctiefactoren voor de K_d -waarden opgenomen. Deze K_d -waarden (voor droge bodems) zijn echter niet afhankelijk van de pH. Veel metalen zijn bij een lagere pH echter minder sterk gebonden. In het kader van de te ontwikkelen Leidraad en de verwachte pH-daling in bepaalde gebieden, is het belangrijk dat de K_d -waarden ook gecorrigeerd worden voor het effect van de zuurgraad.

De afhankelijkheden van partiticoëfficiënten kunnen vastgesteld worden door het fitten van Freundlich-isothermen op partitiegegevens voor uiteenlopende bodems en bodemcondities. Relaties tussen bodemeigenschappen (pH, OM en kleigehalte) en de verhouding totaal-metaal t.o.v. poriewaterconcentratie zijn bepaald door Elzinga et al. [1996], Reinds et al. [1995] en Janssen et al. [1996]. Alle auteurs gebruiken als relatie tussen de metaalgehalten in de bodem en de metaalconcentratie in de vloeibare fase, volgens:

$${}^{10}\log(M_{\text{totaal}}) = a + b {}^{10}\log(M_{\text{poriewater}}) + c {}^{10}\log(\text{org stof}) + d {}^{10}\log(\text{klei}) + e \text{pH} + f {}^{10}\log(\text{CEC}) + g {}^{10}\log(\text{Fe}_{\text{ox}}) + h {}^{10}\log(\text{Ca}) \quad (1)$$

met M_{totaal} = totaalgehalte aan M in de bodem (mol/kg of mg/kg)
 $M_{\text{poriewater}}$ = totaalconcentratie (of activiteit) in het poriewater
 org stof = organische-stofgehalte in %
 klei = kleigehalte in %
 pH = pH (CaCl₂) of pH (KCl) of pH (H₂O)
 CEC = kation uitwisselingscapaciteit mol/kg of mmol/kg
 Fe_{ox} = oxalaat-extraheerbaar ijzergehalte
 Ca = de concentratie aan Ca (mg/l) of de activiteit aan Ca (mol/m³)

In bijlage 6-1 worden deze bronnen nader toegelicht..

Veld-partitie

Voor Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn en As zijn relaties tussen metalen in de vaste fase en het poriewater bepaald van 33 bodems. Voor de concentraties in het poriewater is een relatie gelegd met de pH, klei- en organische-stofgehalte, Fe- en Al-gehalte van de bodem [Janssen et al., 1996]. De pH uit de verzuringsmodule kan worden gebruikt, de overige gegevens komen uit module A (uit de bodemkaart of door metingen). Het voordeel van deze vergelijkingen is dat ze gebaseerd zijn op veldpartitie. De verdeling over de vaste fase en het poriewater is anders, omdat deze is gebaseerd op een lange termijn evenwicht. De beschikbaarheid in het veld blijkt lager te zijn dan bij laboratorium-experimenten [Janssen et al., 1996]. Nadeel is dat de partitie-coëfficiënten in deze studie zijn niet afhankelijk zijn van het metaalgehalte in de bodem, de metingen zijn echter wel in het juiste concentratiebereik gedaan (streefwaarde tot net boven de interventiewaarde; zie voor een nadere toelichting bijlage 6-1).

Lab-partitie.

Voor drie metalen, Cd, Cu en Zn zijn op het RIVM op basis van een groot aantal literatuurgegevens Freundlich-isothermen gefit. Voor de concentraties in het poriewater is een relatie gelegd met de pH, CEC (sterk afhankelijk is van lutum en humus) en de concentratie (of activiteit) in het poriewater [Elzinga et al., 1996] (zie voor een nadere toelichting bijlage 6-1). Voor Cd, Cu, Pb en Zn zijn door AB-DLO tevens Freundlich-isothermen gefit. Hierbij zijn de relaties tussen bodemgehalte en poriewaterconcentratie afhankelijk van de pH, CEC, lutum en organisch koolstof [van den Hout, 1994] (zie bijlage 6-1). Voor de metalen As, Cr zijn ook vergelijkingen op te stellen of in ontwikkeling bij AB-DLO.

Aangezien momenteel nog ter discussie staat (in een Harmonisatieproject bij het RIVM) welke relaties het beste gebruikt kunnen worden, is voor dit project een voorlopige voorkeur gegeven aan het gebruik van de veldpartitie-coëfficiënten. Deze partitie-coëfficiënten zijn beschikbaar voor 7 metalen en op dezelfde manier verkregen. Deze coëfficiënten kunnen later door andere worden vervangen, bv. nadat in de loop van 1997 duidelijk is geworden welke vergelijkingen bij het RIVM gehanteerd zullen worden.

De volgende parameters zijn nodig om de metaalconcentratie in het poriewater te berekenen:

- * pH (H₂O of KCl);
- * % humus (= % organische stof);
- * % lutum;
- * Fe_{ox} en Al_{ox} (=oxalaat-extraheerbaar) amorf Fe- en Al-gehalte in mmol/kg);
- * totaalgehalte van metaal in de bodem in mg/kg.

Voor de regressie vergelijkingen van lab-partitie zijn ook nodig (geen Fe- en Al-gehalte!):

* CEC in eq/kg, (deze kan empirisch geschat worden op basis van %humus en %lutum)

Gehalte in organische stof

In principe worden de meeste bodemorganismen aan bodemverontreiniging blootgesteld via poriewater. Een klein gedeelte echter (<10%) wordt echter alleen blootgesteld via voedsel (dat bestaat uit organische stof. Daarom is naast het gehalte in het poriewater ook de concentratie van een metaal in het organische stof van belang voor de blootstelling van organismen. De concentratie in de organische stof kan worden berekend door er vanuit te gaan dat het metaal aan de lutum- en humusdeeltjes is gebonden. De verdeling over beide fracties wordt daarbij geacht dezelfde te zijn als de verdeling van de CEC over de fractie lutum en humus. Zodoende kan met het lutum- en humusgehalte, een vergelijking voor de CEC en het metaalgehalte van de vaste stof het metaalgehalte in de organische stof worden bepaald.

6.3 Effecten verandering redoxpotentiaal op metalen

In hoofdstuk 5 (module C) is aangegeven onder welke omstandigheden en bij welke bodems veranderingen van de redoxpotentiaal mogelijk zijn. In deze paragraaf wordt aangegeven wat dit kan betekenen voor de beschikbaarheid van metalen voor organismen.

Zoals in hoofdstuk 5 is genoemd kunnen drie situaties onderscheiden worden welke effecten hebben op de redoxpotentiaal (zie tabel 6.1):

- 1) stijging (permanent) van het grondwaterstand (ten opzichte van de bestaande situatie);
- 2) daling (permanent) van de grondwaterstand (ten opzichte van de bestaande situatie);
- 3) (sterke) wisseling van de grondwaterstand (eventueel met periodieke inundatie).

Tabel 6.1 Verwachte effecten van de grondwaterstandsverandering

<i>grondwaterstand- verandering</i>	<i>GVG <20cm geen/weinig S</i>	<i>GVG <20 cm -mv voldoende S</i>	<i>GVG > 20 cm -mv</i>
1. stijging	hogere mobiliteit	lagere mobiliteit	--
2. daling	gelijk/lagere mobiliteit	hogere mobiliteit	--
3. (sterke) wisseling	kans op verzuring	kans op verzuring	--

Situatie 1. Bij een permanente stijging van de GVG kan bij bepaalde grondsoorten en omstandigheden de redoxpotentiaal in de bovengrond dalen. Dit betekent in principe dat op termijn de mangaanoxides en ijzer(hydr)oxides in oplossing gaan. Dit heeft directe invloed op de bindingscapaciteit van zware metalen. Of de concentraties in het poriewater ook werkelijk gaan stijgen, hangt verder sterk af van de aanwezigheid van zwavel (org.-S, sulfaat (SO_4^{2-}) en met name sulfide (S^{2-})) in de bodem. Wanneer hiervan voldoende aanwezig is, kunnen slecht oplosbare metaalsulfiden ontstaan en zullen de metalen minder beschikbaar zijn voor organismen, dan onder aerobe omstandigheden.

Een mogelijk maat voor het bepalen of voldoende sulfide aanwezig is om metalen te binden onder gereduceerde omstandigheden is, is de verhouding SEM:AVS. (de verhouding tussen de hoeveelheid met HCl geëxtraheerde metalen (SEM) en sulfide (Acid Volatile Sulfide).

Wanneer deze verhouding groter is dan 1, kunnen metalen niet meer volledig worden vastgelegd [Van den Hoop et al., 1995c]. Risico's voor een verhoogde beschikbaarheid van metalen kan ontstaan op gronden waar de grondwaterstand wordt verhoogd (tot in de humeuze bovengrond of A-horizont) en die lage sulfaatgehalten hebben (en daardoor weinig sulfide kan ontstaan).

Situatie 2. Deze situatie zal zich bij natuurontwikkeling zich niet zo vaak voordoen. Wanneer dit wel op zou treden ziet men gevolgen voor de beschikbaarheid van metalen ten opzichte van de hiervoor beschreven situatie.

Situatie 3. Wisselende grondwaterstanden kunnen ook effecten hebben op de beschikbaarheid van metalen. Ten eerste kan er sprake zijn van een relatief lage redoxpotentiaal waarbij zowel adsorptie (door ijzeroxiden) een rol speelt als neerslag van metaalsulfiden. Wanneer de grondwaterstandsfluctuatie sneller gaat dan de tijd die nodig is om het nieuwe evenwicht te bereiken, is het systeem voortdurend uit evenwicht. Dit kan leiden tot perioden met verhoogde metaalgehalten in het poriewater. De frequentie waarmee dit optreedt is afhankelijk van de frequentie van de verhoging, de duur is afhankelijk van de eigenschappen van het systeem. Met name bij grote hoeveelheden vers organisch materiaal en voldoende sulfide, treedt neerslag van metaalsulfiden op en is de poriewaterconcentratie in de bovengrond (tijdelijk) lager dan dieper in de bodem [van den Berg en Loch, 1995].

Ten tweede kan bij sterk wisselende grondwaterstanden ook verzuring optreden [ter Meulen et al., 1996] door het zgn. ferrolyse-proces. Onder gereduceerde (waterverzadigde) omstandigheden is een deel van het ijzer in de vorm van Fe^{2+} geadsorbeerd. Onder aerobe condities wordt het Fe^{2+} weer geoxideerd tot ijzeroxide. Hierbij komen H^+ -ionen vrij die geneutraliseerd kunnen worden door de HCO_3^- ionen die eerder bij reductie vrijkwamen. Wanneer deze ionen niet meer in het bodemprofiel aanwezig zijn, ontstaat er een netto H^+ overschot. Wanneer dit vele malen herhaald wordt kan dit tot verzuring leiden en versterkte verwerking van kleimineralen [Breemen & Brinkman, 1981].

Of de verzuring optreedt is sterk afhankelijk van het bufferend vermogen van de bodem. Kalkloze bodems zijn zeer gevoelig voor verzuring via dit proces. Bij kalkrijke bodems treedt dit proces ook wel op, maar zijn geen gevolgen zichtbaar. Bij bodems die als verzuringsgevoelig zijn aangemerkt kan dus bij wisselende grondwaterstanden een verhoogde beschikbaarheid van metalen worden verwacht.

Samenvattend

Uit het voorgaande blijkt dat het van belang is om effecten van veranderende omstandigheden op de redoxpotentiaal in het beoordelingssysteem op te nemen. Het blijkt niet direct mogelijk de gronden aan te wijzen waarbij een verhoogde of verlaagde beschikbaarheid kan worden verwacht. Vier factoren spelen een belangrijke rol spelen bij de verandering van de redoxpotentiaal en daarmee de beschikbaarheid van metalen:

1. grofheid van het materiaal (hoe fijner het materiaal hoe eerder daling van redox);
2. organische-stofgehalte (verbruik van zuurstof leidt tot een daling van redox);
3. grondwaterstand (bij hoge grondwaterstand kan redox dalen) ;
4. sulfaatgehalte (en totaal S; bij voldoende hoog gehalte kunnen metaalsulfiden ontstaan).

Cr en As zijn daarnaast ook redox afhankelijk. Onder anaerobe (gereduceerde) omstandigheden kan chroom als chroomhydroxide ($\text{Cr}(\text{OH})_3$) neerslaan. De beschikbaarheid neemt daardoor af. De beschikbaarheid van arseen is onder gereduceerde omstandigheden hoger dan onder aerobe omstandigheden omdat arseen tot arseniet kan reduceren, dat een veel geringere adsorptie vertoont (m.n. aan oxiden) dan de geoxideerde vorm arsenaat.

Vuistregels

Waarschijnlijk is het wel mogelijk een vuistregels te ontwikkelen voor het inschatten van de gevoeligheid voor redoxveranderingen en de effecten daarvan voor de beschikbaarheid van metalen. Dit kan op basis van de hierboven genoemde gegevens (onder meer over de

grondsoort, grondwaterstands-verandering, aanwezigheid van vers organisch materiaal en de aanwezigheid van zwavel). Dit onderdeel heeft een nadere uitwerking.

De vuistregels kunnen er als volgt uitzien:

1. Voor de drogere gronden ($Gt \geq II^*$ en geen periodieke inundatie) is geen groot effect te verwachten op de redoxpotentiaal in de wortelzone. Het effect hiervan hoeft dan niet te worden beoordeeld. Voor andere lokaties moet verder gegaan worden met 2. Het gaat dan bijvoorbeeld om beekdalen, moerassystemen en de uiterwaarden van de grote rivieren.
2. Voor gebieden met een permanent hogere grondwaterstand kán de redoxpotentiaal dalen als het grondwater tot in de wortelzone (met vers organisch materiaal kan komen). Wanneer niet voldoende zwavel (organisch-S, sulfaat en sulfiden) aanwezig is om vrijkomende metalen te binden ontstaat een verhoogde beschikbaarheid en risico ($SEM/AVS \geq 1$). Is er wel voldoende zwavel dan is het risico juist lager (neerslag van metaalsulfiden; $SEM/AVS < 1$). Bij een vermoeden hiervan kan de inzet van metingen overwogen worden.
3. Wanneer grondwaterstanden vaak en sterk wisselen, moet gelet worden op het proces van verzuring (verzuringsgevoeligheid van de bodem) en de (tijdelijke) verhoging van de gehalten in het poriewater doordat het systeem (steeds) uit evenwicht is. Zie beoordeling van "situatie 3". Vooral de beoordeling van dit laatste proces vereist een grote deskundigheid en kennis van de processen die zich in de bodem afspelen [van den Berg en Loch, 1995]. Op de lokaties waar dit zich voordoet zal nader onderzoek moeten worden gedaan. Op termijn kan het genoemde project bij het RIZA meer duidelijkheid brengen over de verhoogde blootstelling en risico's van de wisselende grondwaterstanden.

7 MODULE E1 EN E2: RISICO'S VOOR ECOSYSTEMEN

Module E is de module waarin op basis van de berekeningen en beoordelingen in module C en D een ecotoxicologische effectanalyse wordt uitgevoerd. Hiermee kan een ecotoxicologisch risico worden bepaald.

Feitelijk bestaat de totale ecotoxicologische effectenanalyse uit drie onderdelen, nl:

- * randvoorwaardentoetsing voor planten (zowel vocht, pH, als nutriënten)(in module B en C; zie paragraaf 7.1) ;
- * een algemene ecotoxicologische risicobeoordeling (module E1, zie paragraaf 7.2);
- * een specifieke beoordeling voor natuurdoeltypen via een ecotoxicologische risicobeoordeling voor doelsoorten (vogels en zoogdieren) (module E2, zie paragraaf 7.3).

Een ecotoxicologische toetsing voor planten zou eigenlijk te zijner tijd toegevoegd moeten worden (§ 7.1).

In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de ecotoxicologische risicobeoordelingsmethodes. Hierbij wordt aandacht besteed aan:

- * achtergrond en methode op hoofdlijnen;
- * mogelijkheden voor uitwerking en gebruik;
- * stoffen, parameters en situaties waarvoor de methode nu en later kan worden gebruikt;
- * absolute en relatieve beoordeling van resultaten.

De methode beschreven in §7.2 is ontleend aan Klepper (in voorb.), de methode in §7.3 is ontleend aan Traas (in voorb.).

7.1 Risico's voor vegetatie

Randvoorwaarden

Voor de vegetatie is het van belang of er op basis van de bodemcondities (abiotische omstandigheden) en de gehalten aan verontreinigingen, voldoende kans is op het voorkomen van de soorten, behorend bij het gewenste natuurdoeltype. In de vorige hoofdstukken is reeds ingegaan op de relatie met de bodemcondities. Zowel het vochtgehalte, de zuurgraad als de beschikbaarheid van stikstof zijn belangrijke factoren voor de kansrijkdom van een natuurdoeltype. In module B is getoetst aan de randvoorwaarden van de vegetatie van een natuurdoeltype voor het vochtgehalte (hoofdstuk 4), en in module C wordt getoetst aan de randvoorwaarde wat betreft de toekomstige zuurgraad (hoofdstuk 5).

Ecotoxicologische toetsing

Het doel van een ecotoxicologische toetsing van planten is het beoordelen of de aanwezigheid van de verontreiniging een beperking is voor de beoogde vegetatiestructuur (dichtheid en soortenrijkdom). Er blijkt echter zeer weinig bekend te zijn over de gevoeligheid van planten voor bodemcontaminanten en de beschikbare kennis is fragmentarisch.

Ook wordt in deze stap gekeken naar sterk in planten accumulerende stoffen die als zodanig een verhoogd risico kunnen vormen voor consumenten van deze planten.

Technisch-wetenschappelijke invulling van deze stap is nog moeilijk: er blijkt weinig bekend te zijn over contaminant-accumulatie van planten, en hoe de verschillen in accumulatie liggen tussen verschillende soorten en groepen. De momenteel beschikbare informatie is buitengewoon fragmentarisch. Het is gebleken dat sommige zware metalen in plantensoorten kunnen accumuleren, bv. zink in bovengrondse delen van de wilg en arseen in ondergrondse delen van de witbol. Ook kan duidelijke resistentie optreden, bijvoorbeeld bij gewoon

struisgras. Bij blootstelling vindt in het algemeen de meeste accumulatie in de wortel plaats, een geringer deel in de spruit en meestal zeer weinig in zaad. Myccorrhiza (met planten samenlevende schimmels) kunnen een belangrijke rol spelen bij de blootstelling van planten; hoe dit werkt is echter nog niet zeker. Enerzijds zou myccorrhiza de plant beschermen tegen zware metalen [Verkleij & Ernst, 1991], anderzijds wordt gesteld [Ernst, 1994] dat bij het uit productie nemen van landbouwgrond de vermindering van fosfaat de infectie met deze schimmels zal stimuleren en daarmee de belasting van de planten met zware metalen kan doen toenemen.

Aangezien planten aan het begin van de voedselketen staan, en aangezien stoffen ook via de strooisellaag lang in systemen kunnen blijven, is het zeer zinvol wanneer de bestaande kennis hierover systematisch verzameld wordt en wanneer de belangrijkste kennislacunes hierin opgevuld zouden worden. Op dit moment is de opname van stoffen door planten alleen globaal in het systeem opgenomen via module E1 (PAF) en E2 (PAF-doelsoorten); hierbij kan echter nog geen onderscheid naar specifieke accumulatiepatronen van plantensoorten worden gemaakt, enkel een onderscheid naar plantendelen. Wat betreft specifieke accumulatie van planten kan dus ook nog geen onderscheid gemaakt worden naar natuurdoeltypen. Mogelijk kunnen op korte termijn wel enkele vuistregels ontwikkeld worden.

7.2 Tox-thermometer (PAF)

7.2.1 Algemeen

Organismen zijn in verschillende mate gevoelig voor toxische stoffen. De No Observed Effect Concentration (NOEC), de concentratie in de bodem waar bij toetsorganismen nog (net) geen effect meetbaar is, speelt een centrale rol in de Nederlandse normstelling voor toxische stoffen (naast de EC_{50} en LC_{50}). Om rekening te kunnen houden met de verschillende mate van gevoeligheid zijn, aan de hand van NOECs die betrekking hebben op essentiële functies van organismen (groei, ademhaling, reproductie), voor de verschillende contaminanten log-logistische¹ frequentieverdelingen gemaakt [Aldenberg en Slob, 1993]. Aan de hand van zo'n verdeling kan voor elke concentratie worden berekend wat het bijbehorende percentage soorten is die blootgesteld is boven de NOEC; omgekeerd kan voor een bepaald percentage de bijbehorende concentratie worden afgeleid. Beleidsmatig is bepaald dat het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) gelijk is aan de concentratie waarbij $\leq 5\%$ van de soorten boven zijn NOEC is blootgesteld.

De huidige manieren om het potentieel en actueel ecologisch risico te beoordelen in het kader van de Wet bodembescherming zijn gebaseerd op het totaalgehalte in de bodem. De totaalgehalten (in mg/kg) in de bodem (gecorrigeerd voor een 'standaardbodem' via correcties voor organische stof- en kleigehalte) worden daarbij getoetst aan de HC_{50} -waarde voor een bepaalde stof. De HC_{50} -waarde is het gehalte waarbij voor 50% van de soorten effecten kunnen optreden door overschrijding van de NOEC voor deze soorten [zie: Denneman en van Gestel, 1990].

Volgens de urgentiesystematiek van de Wbb wordt bij de bepaling van de actuele risico's van metalen voor landbodembescherming het gemiddelde gehalte in de bodem bepaald binnen het gebied waar de HC_{50} -waarde wordt overschreden. Wanneer binnen een natuur- of natuurontwikkelingsgebied binnen de EHS het oppervlak van overschrijding van de HC_{50} -waarde groter is dan 50 m^2 , is er sprake van een actueel ecologisch risico. Voor ander

¹ Deze verschilt in de praktijk weinig van de meer bekende log-normale verdeling.

bodemgebruik gelden ander oppervlaktes. Bij metalen kan tevens rekening gehouden worden met gecombineerde blootstelling aan Cd, Pb en Hg [VROM, 1994]. Het nadeel van bovenstaande methode is dat effecten van bodemcondities (zoals pH en redox), die van belang zijn voor de beschikbaarheid en daarmee voor de toxiciteit van zware metalen, niet in beschouwing worden genomen.

In de hieronder beschreven methoden (PAF en PAF-doelsoorten) wordt op analoge wijze de omgekeerde weg bewandeld: welke fractie van de soorten is, bij een gegeven gehalte in het veld, blootgesteld boven zijn NOEC (wat is de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF)). Deze omgekeerde methode wordt ook in andere kaders toegepast ten behoeve van de risicobeoordeling van de waterkwaliteit [Kater en Lefèvre, 1996]. De PAF is nog een nieuw concept en is daardoor nog in ontwikkeling. De PAF en PAF-doelsoorten houden wel rekening met de invloed van de bodem-pH (effecten van verandering van de redoxpotentiaal, die een rol kunnen spelen in natte gronden, zijn nog niet in de PAF meegenomen; in de beoordelingsmodule deze worden kwalitatief gewogen). De PAF-benadering levert daarmee een methode, die aansluit bij bestaande ecotoxicologische concepten en meer rekening houdt met de beschikbaarheid van stoffen.

Bij de PAF-benadering komen drie punten aan de orde:

1. hoe moeten we corrigeren voor een mogelijk verschil in biologische beschikbaarheid van een stof tussen laboratorium- en veldsituatie? (zie ook H 6)
2. hoe moeten we omgaan met een natuurlijk achtergrondgehalte?
3. wat is de betekenis van NOEC-overschrijdingen in termen van daadwerkelijke veldeffecten?

7.2.2 Biologische beschikbaarheid van contaminanten in landbodems

Hoeveel verontreiniging een organisme vanuit de bodem op kan nemen is soortspecifiek en is onder andere afhankelijk van de blootstelling. In het algemeen wordt aangenomen dat de blootstelling van *in* de bodem levende organismen (bijvoorbeeld wormen, planten, bacteriën) voornamelijk plaatsvindt via het porievocht (bij metalen m.n. afhankelijk van de concentratie in opgeloste vorm). Voor deze groep organismen is dus de mogelijk verandering van de verhouding concentratie in porievocht vs. totaal-metaal (K_d) in de tijd van belang. Voor een tweede groep bodemorganismen (een relatief kleine groep; < 10% van het totaal aan toetsorganismen) is de blootstelling voornamelijk via het voedsel (bijvoorbeeld insecten die zich voeden met organische stof uit de bodem). Hier is de verhouding van het gehalte van de toxische stof in organische stof van belang.

Poriewatergehalte als functie van bodemeigenschappen

In de meeste toxiciteitsstudies is het metaalgehalte in laboratoriumproeven en in het veld slechts gegeven als totaalgehalte. Het is voor de onderlinge vergelijkbaarheid van de resultaten nodig de poriewaterconcentraties te berekenen. Hiervoor is in feite slechts een *relatief* gehalte nodig (het is bijvoorbeeld genoeg om te weten dat de poriewaterconcentratie omgekeerd evenredig is met het organische-stofgehalte (OM) om een bepaalde veldconcentratie met OM te kunnen vergelijken met een laboratorium-NOEC met OM).

Zoals in paragraaf 6.2 is beschreven kan de poriewaterconcentratie in het veld worden bepaald op basis van de gevonden relaties met bodemeigenschappen (pH, OM en kleigehalte etc.), vergelijkbaar met Freundlich-type benadering voor het sorptieproces.

Het type vergelijking dat hiervoor gebruikt wordt, ziet er als volgt uit :

$$\log (M_{\text{totaal}}) = a + b \log (M_{\text{poriewater}}) + c \log (OM) + d \log (\text{klei}) + e \text{pH} + f \log \text{CEC} + g \log \text{Fe}_{\text{ox}} + h \log [\text{Ca}] \quad (1)$$

Een uitwerking die momenteel ten behoeve van de PAF wordt gevolgd is beschreven in bijlage 7-1.

Voedsel-route

Voor de voedsel-blootgestelde groep organismen (< 10% van het totaal) wordt de verdeling van het metaal over organische stof (OM) en klei geschat volgens de formule (2).

We kunnen de totale bindingscapaciteit voor kationen (CEC) in het algemeen beschrijven als:

$$\text{CEC} = a * \text{klei} + b * \text{OM} \quad (2)$$

Aangenomen kan worden dat verdeling van zware metalen over bindingsplaatsen aan organische stof en klei gelijk is aan de empirisch gevonden verdeling van CEC over organische stof en klei [bv.: Breeuwsma et al., 1986]. Vervolgens kan dan een gehalte aan zware metalen per gewichtseenheid van org. stof worden geschat uit het totaalgehalte van metaal in de bodem

Een verdere toelichting en invulling hiervan staan in bijlage 7-1.

7.2.3 Achtergrondwaarden

Zware metalen komen van nature in de bodem voor. Het is echter niet vanzelfsprekend dat de PAF voor natuurlijke gehalten ook verwaarloosbaar klein is [Peijnenburg et al., 1996]. Er kan sprake zijn van een 'natuurlijke PAF' van aanzienlijke omvang². Het is mogelijk dat soorten (toetsorganismen) die last zouden hebben van hoge metaalgehalten niet in Nederland of althans niet overal in Nederland voorkomen³. Vanuit een oogpunt van biodiversiteit kunnen sub-optimale situaties juist een positieve bijdrage leveren (voor soorten die specifiek aangepast zijn, maar door concurrentie elders geen kans krijgen). In ieder geval is het niet zinvol om bv. emissie-reducerende maatregelen te nemen voor een natuurlijke situatie. Peijnenburg et al. stellen daarom voor een onderscheid te maken tussen achtergrond- en antropogene PAF (PAF_{nat} en PAF_{ant}). Gegeven een totaalgehalte en achtergrondgehalte en bijbehorende PAF_{tot} en een PAF_{nat} kunnen we PAF_{ant} berekenen als:

$$\text{PAF}_{\text{ant}} = (\text{PAF}_{\text{tot}} - \text{PAF}_{\text{nat}}) / (1 - \text{PAF}_{\text{nat}}) \quad (4)$$

Op deze manier beschouwen we dus alleen de *toename* in de PAF, die we schalen op de achtergrond niet-aangetaste fractie. Een dergelijke berekening levert een PAF op voor een gegeven antropogene input. Als de natuurlijke situatie $C=50$ mg/kg was, en we doen er $\Delta C = 10$ mg/kg bij zal de PAF niet veel toenemen; als het achtergrondgehalte 1 mg/kg was is de toename veel sterker. Zonder in detail in te gaan op de verspreiding van soorten als functie van

² Het is mogelijk dat een organisme voorkomt bij hoge zinkgehalten(ook al heeft het er last van) omdat er aan deze locaties andere voordelen kleven.

³ De situatie is te vergelijken met die voor nutriënten. Als we de verzameling van *alle* planten bekijken zal op veel plaatsen in Nederland een aanzienlijk deel last hebben van teveel nutriënten, zelfs als deze natuurlijk zijn: de soorten die specifiek zijn voor arme zandgronden voelen zich niet thuis op vette klei. De PAF-aanpak is gebaseerd op generieke soorten en houdt geen rekening met situatie-specifieke soortensamenstelling.

natuurlijke metaalgehaltenes is zo het effect van een relatief grote gevoeligheid in van nature niet verontreinigde gebieden verdisconteerd.

Het achtergrondgehalte van metalen kan geschat worden volgens een vastgestelde regressielijn met de vorm, zoals beschreven in formule 5a en 5b:

voor $OM < 25\%$

$$M_{\text{achtergrond}} = a + b \text{ klei} \quad (5a)$$

voor $OM \geq 25\%$

$$M_{\text{achtergrond}} = a + b \text{ klei} + c + d \text{ OM} \quad (5b)$$

(met metaalgehalte (M) in mg/kg en klei, OM in %)

Door rekening te houden met de spreiding rond deze lijn kan eveneens een schatting worden gemaakt van het 90-percentiel van het metaalgehalte, gegeven het % klei en OM. Dit is het metaalgehalte waarbij 90% van de bodems in natuurgebieden een lager gehalte heeft; het dient als referentiewaarde (beleidsmatig: streefwaarde) voor een goede bodemkwaliteit [Lexmond en Edelman, 1992]. Deze regressielijn (5) geeft de bovengrens voor het natuurlijk gehalte; in het algemeen zijn echter ook natuurgebieden al lange tijd door de mens beïnvloed (atmosferische depositie, mogelijk aanvoer van riviersediment), zodat het werkelijke *natuurlijke* gehalte lager moet zijn dan de huidige gemeten waarden.

De ondergrens van het natuurlijk gehalte wordt bepaald via een model van Lexmond en Edelman (1992), waarbij de natuurlijke achtergrondgehalten vrijwel uitsluitend geassocieerd worden met de kleifractie (dit in tegenstelling tot de methode bij de bepaling van de streefwaarde):

$$M_{\text{natuurlijk}} = b \text{ klei} \quad (6)$$

In bijlage 7-1 is aangegeven hoe de achtergrondwaarde kan worden berekend.

7.2.4 PAF-berekening

Op basis van het voorgaande hebben we nu het volgende recept om voor een specifieke locatie de (anthropogene) PAF te berekenen. In een aantal gevallen moeten keuzes worden gemaakt voor coëfficiënten die in het voorgaande slechts als range gegeven zijn; een mogelijke keuze is het midden van de range; een meer bewerkelijke aanpak is het herhaalde malen kiezen van een mogelijke waarde, en zo een verdeling opstellen van mogelijke antwoorden (Monte Carlo simulatie). De berekeningswijze staat in iets meer detail in bijlage 7-1. Een volledige beschrijving is te vinden in Klepper [in prep.]

Berekening poriewater-PAF

(1) Berekening poriewater-route NOEC's

Via correctiefactoren (bijlage 7-1, tabel B7-1.1) worden uit de laboratorium-NOEC's (totaal-metaal) met bijbehorende pH, OM en kleigehaltes de laboratorium-poriewaterconcentraties berekend (NOEC-poriewater).

(2) Berekening totaal PAF

Via dezelfde correctiefactoren als in (1) wordt de veldporiewater-concentratie berekend en op basis hiervan wordt samen met de NOECs-poriewater de totaal-PAF berekend.

(3) Berekening achtergrond/anthropogene PAF

Bereken het natuurlijke achtergrondgehalte aan de hand van formule 5 (bovengrens) en 6 (ondergrens) (zie bijlage 7-1). Bereken weer poriewaterconcentratie als in (2) en zo de achtergrond-PAF. De anthropogene PAF kan vervolgens berekend worden volgens formule 4.

Berekening voedsel-route PAF

(4) Berekening voedsel NOEC's

Bereken voor de voedsel-blootgestelde laboratoriumsoorten de verhouding metaal:organische stof in het voedsel.

(5) Voedselgehalte metaal

Bereken op basis van het organische-stofgehalte en kleigehalte, de fractie metaal die gebonden is aan organische stof (formule 2). Dit gehalte levert samen met de NOEC-verdeling in (4) een PAF.

(6) Anthropogene PAF

Hetzelfde type berekeningen als in (3)

Berekening totaal-PAF

Uit de poriewater-PAF en de voedsel-PAF moet één totaal-PAF berekend worden. Deze hangt af van de veronderstelde verhouding voedsel- resp. poriewater-blootgestelde organismen in het veld. Hierover is geen objectieve uitspraak te doen: kiezen we voor aantallen organismen of totale biomassa dan zal de poriewater-route dominant zijn, omdat zowel de planten als vrijwel alle kleine bodemdieren poriewater-blootgesteld zijn. Vogels, insecten en zoogdieren kunnen echter belangrijke doelsoorten zijn, waarvoor de voedselroute vaak dominant is. De huidige oplossing te kiezen voor dezelfde verhouding als in de NOEC-database voorkomt. Toxiciteitsgegevens voor functionele eigenschappen die niet in de database voorkomen, worden nu niet bij de PAF-berekening betrokken.

Stoffen

De methode is momenteel uitvoerbaar voor cadmium, koper, lood en zink. De toxiciteitsgegevens zijn verzameld en worden gebruikt om cumulatieve frequentieverdelingen van de $NOEC_{\text{poriewater}}$ en $NOEC_{\text{voedsel}}$ op te stellen. Voor de andere metalen (Hg, Ni, Cr) en arseen is dit momenteel nog niet mogelijk. Hiervoor moeten toxiciteitsgegevens verzameld worden.

Zolang voor deze stoffen het niet mogelijk is eerder genoemde methode te gebruiken, moet een andere beoordeling worden gevolgd. Dit kan met behulp van de huidige normstelling op basis van totaalgehalten (zoals de MTR en HC_{50}) in combinatie met correctiefactoren voor condities die de beschikbaarheid kunnen vergroten of verkleinen.

Gecombineerde blootstelling

Vooralsnog wordt niet uitgegaan van effecten van gecombineerde blootstelling. Wel kan besloten worden later rekening te houden met combinatietoxiciteit voor stoffen waarvoor expositie-additie is aangetoond.

7.2.5 Ecologische betekenis van de PAF

Zoals gezegd is de PAF gerelateerd aan de methode die wordt gebruikt om normen af te leiden: het Maximaal Toelaatbaar Risico is het gehalte waarbij de PAF 5% is. De (beleidsmatige) veronderstelling is dat het ecosysteem goed kan blijven functioneren als 95%

van de soorten geen toxicologische effecten ondervindt. Om een aantal redenen is het omgekeerde moeilijk in te schatten: wat zal het effect zijn van een PAF van 50%?

In het algemeen is de PAF een voorzichtige schatter en is niet te verwachten dat 50% van de soorten is verdwenen of niet meer functioneert. De volgende oorzaken spelen hierbij een rol (een verdere toelichting op deze factoren is te vinden in bijlage 7-1):

- * de NOEC is meestal een onderschatting; de NOEC zal in het algemeen *onder* de concentraties liggen waarbij effect is aangetoond;
- * de populatie laboratorium-testorganismen is waarschijnlijk geselecteerd op gevoeligheid;
- * de NOEC is gebaseerd op *een* effect (hoe klein ook) van *een* functie, soms zelfs de meest gevoelige;
- * een effect op een individu-niveau hoeft niets te zeggen over het effect op populatieniveau;
- * in het veld kan tenslotte nog (genetische) adaptatie plaatsvinden: in het laboratorium vertoont een soort effecten, maar in het veld kan het organisme zich fysiologisch aanpassen of ontstaat door selectie na verloop van tijd een meer resistente populatie;
- * in het veld spelen zoveel factoren een rol dat i.h.a. veel grotere effecten vereist zijn om significant te worden waargenomen;
- * wanneer gevoelige soorten wegvallen kunnen andere, minder gevoelige soorten op den duur (deels) hun plaats innemen (de veerkracht van het ecosysteem). Hierdoor zal het effect op belangrijke processen en biodiversiteit i.h.a. minder afnemen dan op grond van directe effecten op soorten zou kunnen worden verwacht.

Concluderend kunnen we stellen dat, in overeenstemming met de praktijk van normstelling, een PAF < 5% waarschijnlijk overeenkomt met "geen effecten op ecosysteem-niveau". Dit is de reden dat PAF 5% in de beoordelingsmodule gekozen is als klassegrens voor 'laag risico'. Voor het omgekeerde kunnen we hooguit stellen dat bij PAF-waarden >5% *mogelijk* effecten optreden, maar of en in hoeverre dit gebeurt, is nog onvoldoende bekend.

Indien we een goede referentie-situatie zouden kennen, zou adaptatie aan verontreiniging ("Pollution-Induced Community Tolerance") of verschuiving van soorten een goede indicator kunnen zijn van toxische effecten. In de praktijk wordt langs een gradiënt slechts algemene parameters gemeten (bv. totaal aantal soorten, en totale afbraaksnelheid), en wordt een effect door adaptatie of verschuiving versluierd.

Het zou echter zinvol zijn om dit soort veldgegevens op termijn te kunnen gebruiken binnen het beoordelingssysteem. In het ideale geval kunnen dit soort gegevens gebruikt worden als indicator voor verontreiniging - dit zou als nieuwe module aan het systeem toegevoegd kunnen worden. In eerste instantie zouden dit soort gegevens gebruikt kunnen worden om de PAF te valideren: vindt bij een bepaalde PAF inderdaad effect plaats?

7.3 Risico-inschatting per type ecosysteem

7.3.1. Factoren voor de risicoinschatting natuurdoeltypen

De PAF is een algemene ecotoxicologische risico-inschatting, die echter geen uitspraak kan doen over specifieke ecosystemen. Het is echter mogelijk dat het ene natuurdoeltype kwetsbaarder is voor verontreiniging dan het andere natuurdoeltype. Een berekening van de kwetsbaarheid van een natuurdoeltype is echter moeilijker, omdat dit meer informatie over specifieke soorten en processen vraagt. Een uitspraak over een natuurdoeltype heeft daarom ook grote onzekerheden.

Bij de risicobeoordeling (module F) is daarom gekozen voor een getrappt systeem, waarbij eerst het algemeen ecotoxicologisch risico (PAF) berekend wordt, en waarbij -pas wanneer dit geen laag risico voorspelt- een risicobeoordeling voor natuurdoeltypen wordt uitgevoerd. Voor de inschatting van de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen zouden de risico's voor het natuurdoeltype belangrijke of kenmerkende soorten of functies ingeschat moeten worden.

Er is voor gekozen om de grootte van het verontreinigde oppervlakte mee te wegen bij de beoordeling van het risico voor de natuurdoeltypen, aangezien de grootte van het verontreinigd oppervlakte een uitspraak over blootstelling doet en dit kan gerelateerd zijn aan (het oppervlak van) het natuurdoeltype.

Bij de eerste twee beoordelingsstappen (PAF en beschikbaarheidsbeïnvloedende bodemcondities) worden de gebieden met 'laag risico' niet verder beoordeeld. Bij alle gebieden waar een mogelijk risico bestaat, wordt het oppervlak meegewogen.

De inschatting van kwetsbaarheid van natuurdoeltypen zou idealiter bepaald worden op basis van de factoren:

- a. blootstellingskans - gerelateerd aan oppervlakte; bij kleine natuurdoeltypen zo nodig in relatie tot het oppervlak van het natuurdoeltype;
- b. blootstelling, gebaseerd op accumulatie (planten) en doorvergiftiging bij een selectie aan soorten (doelsoorten, functionele soorten, indicatorsoorten);
- c. herstelbaarheid, bepaald aan de hand van doelsoort-populaties en/of ecosysteemeigenschappen.

Andere factoren die belangrijk zijn, maar nog niet uitvoerbaar, zijn

- * gecombineerde blootstelling;
- * multistress, bv de combinatie van verzuring en vergiftiging, of nutriënten en vergiftiging.

Over deze factoren is echter nog zo weinig bekend dat ze niet in de Leidraad worden meegenomen.

De factoren 'oppervlakte', PAF-doelsoorten en 'herstelbaarheid' worden in deze paragraaf kort toegelicht - de beoordelingswijze wordt beschreven in hoofdstuk 8.

Op dit moment is het alleen mogelijk om voor enkele metalen (Cd, Cu, Pb, Zn) de kwetsbaarheid van natuurdoeltypen te beoordelen op basis van het oppervlak en op de PAF-doelsoorten.

7.3.2. Oppervlakte en omliggende gebieden

In feite is bij de grootte van het verontreinigd oppervlak van belang hoe groot het oppervlak is ten opzichte van het areaal van de te beoordelen soorten.

In het landelijk gebied gaat het in het algemeen om grote gebieden, maar soms zijn het ook kleine stroken binnen andersoortig landgebruik. Binnen een groot gebied kan een klein verontreinigd gebied liggen, of een bodemtype dat meer gevoelig is. Daarom moet toch een wegingsfactor voor oppervlakte worden ingevoegd.

In het advies van de TCB omtrent saneringsurgentie (TCB, 1994) wordt een oppervlakte van 50m² geadviseerd omdat hierop 5% van de soorten aangetroffen zou kunnen worden. Bij dit beoordelingssysteem voor natuurontwikkeling gaat het echter om relatief grote gebieden en zijn doelsoorten gekozen als toetssoorten. Het gemiddelde areaal van doelsoorten ligt hoger dan het gemiddeld areaal voor alle soorten, omdat het in het algemeen gaat om grotere soorten met een groter verspreidingsgebied (bv. micro- en mesofauna, een grote groep soorten met een kleine verspreiding, zijn geen doelsoorten). Daarom is als toetscriterium een groter oppervlak gekozen dan door de TCB aanbevolen. Er is gekozen voor een indeling in twee klassen: > 0,5 ha of ≤ 0,5 ha. Dit is ook het oppervlakte waarover de metingen gemiddeld worden.

Omdat sommige natuurdoeltypen een relatief klein oppervlakte kunnen hebben, is aan het oppervlakcriterium van 0,5 ha een ander criterium toegevoegd: als het verontreinigd oppervlak kleiner is dan 0,5 ha, mag het niet meer dan een bepaald percentage (10%) van het totaal-areaal van het natuurdoeltype beslaan (zie tabel 8.2).

Te zijner tijd kan het ook zinvol zijn om risico's van omringende gebieden in het beoordelingssysteem in te bouwen, zeker wanneer natuurterreinen van de EHS geen buffergebied om zich heen hebben. Hierbij gaat het met name om het thema verspreiding, bv van naastliggende stortplaatsen of bemeste landbouwgronden. Wanneer verspreiding een potentieel risico voor het natuurgebied vormt, kan gedacht worden aan isolerende maatregelen.

7.3.3. PAF-doelsoorten

Het doel van de ecotoxicologische toetsing van doelsoorten is te beoordelen of doelsoorten van het beoogde natuurdoeltype specifiek risico's lopen. Het gaat hierbij met name om indirecte blootstelling via de voedselketen (bioaccumulatie en doorvergiftiging). Momenteel worden in deze stap de risico's voor vogels en zoogdieren geanalyseerd. Te zijner tijd kan, naast doelsoorten, ook gekeken worden naar voor het natuurdoeltype procesmatig belangrijke soorten. De berekening is ook al gepland voor amfibieën, reptielen en planten.

Momenteel zijn voor de vogels en zoogdieren uit de verzameling doelsoorten berekeningen uitgevoerd om voor zware metalen te komen tot een PAF-doelsoorten voor ieder natuurdoeltype. De methode is als volgt: voor alle vogels en zoogdieren wordt de gemiddelde diëetconcentratie uitgerekend, op basis van de bodemconcentratie en bodem- en diëetspecifieke bioaccumulatiefactoren.

Voor elke doelsoort wordt vervolgens een NOEC (No Observed Effect Concentration) berekend, gebaseerd op extrapolatie van toxiciteitsexperimenten (Traas et al. 1996, Luttkik et al. in prep.). Wanneer de diëetconcentratie van een bepaalde doelsoort hoger is dan zijn NOEC, wordt er een risico geconstateerd. Wanneer dit bijvoorbeeld bij 2 van de 20 doelsoorten in een specifiek natuurdoeltype optreedt, is de PAF-doelsoorten voor dat natuurdoeltype 10 %.

Momenteel is de methode operationeel voor de metalen cadmium, koper en zink en de vogels en zoogdieren die als doelsoort zijn aangemerkt. In principe is de methode eenvoudig uit te breiden met vogels en zoogdieren die (nog) niet als doelsoort zijn aangemerkt.

Dit jaar wordt gewerkt aan een uitbreiding van de methodiek voor planten, reptielen en amfibieën. Op wat langere termijn wordt gedacht aan het incorporeren van meer kennis over

biologische beschikbaarheid en een aangepast systeem waarmee risico's voor individuele doelsoorten en natuurdoeltypen kunnen worden berekend. Dit zou het systeem geschikter maken om te gebruiken voor locatie-specifieke risico-analyse, als onderdeel van diverse beoordelingssystemen.

7.3.4. Herstelbaarheid van ecosystemen

Via een expert-judgement workshop in januari 1997 is een methode bedacht waarop de factor "herstelbaarheid" ingeschat zou kunnen worden.

Ook wanneer een No Effect Level is overschreden bij een soort, wil dat niet zeggen dat de populatie daar last van heeft. Feitelijk zijn we amper geïnteresseerd in individuen van (doel, aandachts- of functionele) soorten, maar in de levensvatbaarheid van de populaties, daarom moeten enkele aanvullende overwegingen in de vorm van vuistregels worden meegenomen. Deze populatiegerichte factoren, die iets zeggen over het voortbestaan van de soort, noemen we de herstelbaarheid van de soort.

Van Straalen (1992) noemde de volgende 3 eigenschappen als kenmerkend voor 'kwetsbare soorten':

1. smalle ecologische amplitude: soorten met een breed menu kunnen zich beter handhaven dan voedselspecialisten;
2. levenscyclus met lage reproductiecapaciteit. Soorten die onder alle omstandigheden voorrang geven aan de reproductie, kunnen zich sneller herstellen dan soorten die in een belaste situatie hun reproductie niet kunnen handhaven;
3. kleine, geïsoleerde populaties. Deze hebben vaak minder genetische variatie, waardoor de populatie als geheel minder flexibel kan inspelen op veranderende factoren.

In navolging van Van Straalen is daarvoor gekozen dat de volgende factoren worden meegewogen als parameters voor de potentie van herstelbaarheid van een natuurdoeltype:

- * voedselspecialisme;
- * voortplantingsstrategie (r/k);
- * genetische variatie (grootte van de subpopulatie en uitwisselingsmogelijkheden; als een populatie aan de grens van het areaal zit, dan is ook vaak de genetische variabiliteit kleiner; dit levert hogere gevoeligheid. Dit zou - gezien het zeldzaamheidscriterium van de doelsoorten - juist voor een aantal doelsoorten kunnen gelden;
- * eisen territoriumgrootte en plaatsgebondenheid.

Op termijn is het mogelijk om bij de doelsoorten die gebruikt worden voor het berekenen van de PAF-doelsoorten, per doelsoort een weging toe te passen die gebaseerd is op deze herstelbaarheid. Hiermee wordt naast de ecotoxicologie ook een stuk oecologie van de soort meegenomen. Er is echter nog onderzoek (m.n. IBN) nodig om dit operationeel te maken.

8 MODULE F : EINDBEOORDELING

In dit hoofdstuk wordt de methode toegelicht waarop een uiteindelijke oordeel tot stand kan komen. Daartoe wordt in paragraaf 8.2 en 8.3 een voorstel gedaan. Eerst worden voor de verschillende stoffen de kwantitatieve en kwalitatieve resultaten uit de voorafgaande modules op een rij gezet. Vervolgens worden deze gegevens samengenomen tot een beoordeling voor een scenario als geheel.

8.1 Inleiding op de beoordelingsmodule

Kanttekeningen en randvoorwaarden

Bij de eindbeoordeling moeten de volgende drie kanttekeningen gemaakt worden.

- * Ondanks het feit dat getallen worden geleverd, is de beoordeling hoogstens semi-kwantitatief. De validiteit is sterk afhankelijk van de inputgegevens. Hierbij is met name de beschikbaarheid van meetgegevens belangrijk.
- * De methoden en modellen waarvan in dit systeem gebruik wordt gemaakt zijn nieuw en met name de ecotoxicologische modellen zijn niet gevalideerd. De validiteit van het beoordelingssysteem is naast de kwaliteit van inputgegevens ook sterk afhankelijk van de kwaliteit van de modellen.
- * In het beoordelingssysteem wordt gebruik gemaakt van “risicogrenzen”. De keuze van deze grenzen kan worden verbeterd worden door voorbeeldsituaties door te rekenen, maar de keuze van de grenzen is in feite beleidsmatig. De risicogrenzen die in dit raamwerk worden genoemd zijn daarom indicatief, en worden gebruikt om aan te geven hoe het systeem zou kunnen werken.

De toetsing van de kansrijkdom voor de vegetatie ten aanzien van toekomstige verzuring en vernatting (kwantitatief; zie module B en C) wordt als een randvoorwaarde voor het ontstaan van een bepaald natuurdoeltype gezien en is geen wezenlijk onderdeel van de beoordeling.

De randvoorwaarde voor verzuring is in module C opgenomen omdat:

- * de prognose voor verzuring berekend wordt;
- * het natuurdoeltype niet kan ontwikkelen als de kansrijkdom van de vegetatie zeer laag is;
- * het weinig zinvol is om dan blootstelling voor bodemverontreiniging te beoordelen .

Het is een beleidsmatige invulling bij welke kansrijkdom het land aangekocht moet worden.

Modules voor de beoordeling

Vanuit historisch onderzoek is bekend van welke stoffen bodemverontreiniging verwacht wordt. Zo mogelijk zijn er metingen gedaan. Voor deze stoffen zijn (zo mogelijk) de berekeningen uit de modules D en E uitgevoerd en kan nu beoordeeld worden of ze een risico kunnen vormen voor natuurontwikkeling.

Bij de uiteindelijke beoordeling zouden de volgende factoren meegenomen moeten worden:

- I. het ecotoxicologisch risico, uitgedrukt in een PAF (module E1);
- II. risico-factoren die nog niet kwantitatief bepaald kunnen worden (module A en D): redoxpotentiaal (inclusief inundatie); zout; kalk; niet-zure kwel;
- III. onderscheid tussen natuurdoeltypen, op basis van kwetsbaarheid (module E2). Deze kwetsbaarheid wordt bepaald op de volgende factoren:

- a. blootstellingskans - gerelateerd aan oppervlakte;
- b. blootstellingskans, gebaseerd op accumulatie (planten) en doorvergiftiging bij een selectie aan doelsoorten: PAF-doelsoorten (vogels en zoogdieren);
- c. herstelbaarheid, bepaald aan de hand van doelsoort-populaties;

IV. risico's van andere stoffen (module A en F).

Beoordelingssystematiek

De beoordeling is een getrappt systeem, dat wil zeggen dat ieder beoordelingscriterium leidt tot een uitspraak:

- * laag risico voor natuurontwikkeling;
- * loop het systeem verder af.

De risicogrenzen die momenteel in het beoordelingssysteem gebruikt zijn, moeten beschouwd worden als voorlopige voorstellen, waarin op basis van data of expert judgement nog geschoven kan worden.

Wanneer bij de eindbeoordeling blijkt dat risico's te hoog zijn, kan gekeken worden of risico's verlaagd kunnen worden via aanpassingen in inrichting, beheer of natuurdoeltype. Bij factoren I, II (en eventueel IV) kan een hoog risico leiden tot advies van Actief bodembeheer (geochemical engineering), bij factor III kan het advies zijn te kiezen voor een alternatief (minder kwetsbaar) natuurdoeltype.

8.2 Stappen in de eindbeoordeling

Stap I: Beoordeling PAF

Voor de stoffen koper, cadmium, zink en lood kan een PAF-algemeen berekend worden.

Dit betekent dat een gebied vier PAFs levert.

Een PAF loopt van 0 - 100%. Voorlopig is gekozen voor de indeling van PAF in drie klassen:

- klasse 1: 0-5%
- klasse 2: 5-50%
- klasse 3: 50-100%

Voor de stoffen met PAF klasse 1 ($PAF \leq 5\%$) wordt aangenomen dat het ecotoxicologisch risico van de stof in kwestie laag is. Begrenzing, aankoop en de geplande inrichting en beheer van deze gronden zijn geen bezwaar op voorwaarde dat ook voor de andere stoffen geen verhoogd risico bestaat.

In tegenstelling tot andere grenswaarden wordt sterk geadviseerd deze grenswaarde te handhaven, aangezien een $PAF < 5\%$ waarschijnlijk overeenkomt met "geen effecten op ecosysteemniveau" en hiermee aansluit bij de normstellingspraktijk (zie §7.2.5). Voor de grens PAF 50% is voorlopig gekozen omdat een log-logistische verdeling met name grote verschillen aangeeft in lage gebieden en aansluit bij de bestaande HC_{50} -norm voor totaalgehalten.

Voor stoffen met de PAF-klassen 2 en 3 ($PAF > 5\%$) wordt een verdere beoordeling toegepast. Wanneer bij een bodemverontreinigingsgeval een totaalgehalte groter is dan de HC_{50} en het een "urgent geval" is, moet voor dat gebied rekening gehouden worden met een saneringsplicht.

Dus: als $PAF_{Cd,Cu,Pb,Zn} \leq 5\%$: naar stap IV: beoordeling andere stoffen
als $PAF_{Cd,Cu,Pb,Zn} > 5\%$: naar stap II: kwalitatieve beoordeling bodemconditiefactoren (zie tabel 8.1)

Stap II Kwalitatieve beoordeling bodemconditiefactoren

Bodemconditiefactoren die van belang zijn voor de mobiliteit van de stoffen, maar niet in de berekening meegenomen, zijn:

- * (afname) redoxpotentiaal en neerslaan van metaalsulfiden;
- * (verhoogd) zoutgehalte;
- * (aanwezigheid van) kalk;
- * (aanwezigheid van) niet-zure kwel.

De invloed van deze factoren wordt per stof kwalitatief gewogen via plussen en minnen:

- : een dusdanige vermindering van biologische beschikbaarheid, dat het risico voor het natuurdoeltype laag is: door naar stap IV (beoordeling andere stoffen);
- : vermindering van biologische beschikbaarheid; het risico in PAF-klasse 2 (verhoogd risico) wordt aanvaardbaar risico: door naar stap IV (beoordeling andere stoffen);
- 0 of +: geen vermindering ecotoxicologisch risico: door naar stap III (beoordeling kwetsbaarheid).

De beoordeling van de PAF en bodemconditiefactoren is weergegeven in tabel 8.1.

Voor het geval dat meerdere van deze factoren tegelijk voorkomen zal een tabel gemaakt moeten worden waarin het totaaleffect aangegeven wordt (--,-,0,+). Risico voor verspreiding van stoffen naar kwetsbare functies binnen het gebied (bv bufferarme beek) kan hier eventueel ook meegenomen worden.

Tabel 8.1 Beoordeling PAF en bodemconditiefactoren

<i>bodemconditie factor</i>	<i>PAF < 5%</i>	<i>PAF 5-50%</i>	<i>PAF > 50%</i>
--	LR	LR	LR
-	LR	LR	naar stap III
0	LR	naar stap III	naar stap III
+	LR	naar stap III	naar stap III

LR = laag risico

Stap III: Kwetsbaarheid natuurdoeltypen

Voor de stoffen waarbij PAF > 5% en waar geen beschikbaarheid-verminderende condities verwacht worden, wordt een meer op de specifieke natuurdoeltypen gerichte ecotoxicologische risico-inschatting gemaakt. Deze inschatting van kwetsbaarheid wordt gemaakt op basis van PAF-doelsoorten, de oppervlakte van de verontreiniging en herstelbaarheidskansen van natuurdoeltypen. Dit wordt in de eindbeoordeling gecombineerd met een weging van beschikbaarheid-verhogende factoren (= verzwarende condities: de plusjes uit stap II).

De PAF-doelsoorten worden ingedeeld in vier klassen:

- I 0-5%
- II 5-50%
- III 50-75%
- IV >75%

De PAF<5% houdt in dat minder dan 5% van de berekende doelsoorten een belasting in het milieu aan zou treffen die boven zijn NOEC ligt. Voor de stoffen met PAF-doelsoorten klasse I wordt daarom aangenomen dat het ecotoxicologisch risico voor de ontwikkeling van het gewenste natuurdoeltype laag is. Begrenzing, aankoop en de geplande inrichting en beheer van

deze gronden zijn geen bezwaar op voorwaarde dat ook voor de overige stoffen geen verhoogd risico bestaat.

Voor stoffen met de PAF-doelsoorten klassen 2 en 3 (PAF > 5%) wordt een verdere beoordeling toegepast, die rekening houdt met het oppervlak waarop verhoogde concentraties worden aangetroffen en beschikbaarheidsverhogende factoren. Voor PAF-doelsoorten klasse 4 wordt ongeacht de omstandigheden een verhoogd risico verwacht en is een verdere beoordeling niet nodig (risico-vermindering is gewenst).

Dus: als PAF-doelsoorten $\leq 5\%$: door naar stap IV (overige stoffen)
als PAF-doelsoorten > 5%: wegen van de mate van overschrijding met het oppervlak en beschikbaarheidsverhogende factoren.

Berekening oppervlak.

Een groot verontreinigd oppervlak kan meer risico leveren bij natuurontwikkeling dan een klein verontreinigd oppervlak, omdat meer organismen (een groter deel van de tijd) blootgesteld worden aan de verontreiniging. Voorlopig is gekozen voor een minimaal oppervlak van 0,5 ha (5000 m²), aangezien het in het landelijk gebied in het algemeen om grote terreinen gaat. Aangezien sommige natuurdoeltypen slechts een klein oppervlak kunnen beslaan, wordt hier een extra criterium toegevoegd: het verontreinigd gebied mag niet groter zijn dan een bepaald percentage (bv 10%) van het totaal oppervlak van het natuurdoeltype.

Toekomstige inpassing herstelbaarheid natuurdoeltype

De inschatting van herstelbaarheid van het natuurdoeltype wordt gemaakt op basis van de doelsoorten. De voor herstel van een doelsoort relevante factoren zijn:

- * voortplantingsstrategie;
- * voedselspecialisme;
- * genetische variatie
- * territoriumgrootte en plaatsgebondenheid.

Voor die doelsoorten, die gebruikt worden bij de berekening van de PAF-doelsoorten en waarbij kennis beschikbaar is over deze factoren, wordt beoordeeld bij welk percentage een overschrijding van een NEC een aanzienlijk risico oplevert voor het voortbestaan van de soort. Voor dit risico moeten nog criteria worden opgesteld.

Dit levert drie categorieën, bijvoorbeeld:

- a. Goed: 0-20% van de bestudeerde doelsoorten heeft een slechte potentie voor herstelbaarheid;
- b. Matig: 20-50% van de bestudeerde doelsoorten heeft een slechte potentie voor herstelbaarheid;
- c. Slecht: 50-100% van de bestudeerde doelsoorten heeft een slechte potentie voor herstelbaarheid.

Beschikbaarheid-beïnvloedende factoren (ja/nee)

Wanneer uit stap II blijkt dat er beschikbaarheid-beïnvloedende factoren aanwezig zijn, zouden deze kunnen leiden tot extra of verminderd blootstellingsrisico. Daarom worden deze in de eindtabel meegewogen (zie tabel 8.2).

Tabel 8.2 Beoordeling kwetsbaarheid natuurdoeltypen voor verontreiniging met metalen

Klasse	Ia	Ib	Ic	IIa	IIb	IIc	IIIa	IIIb	IIIc	IV
PAF-doelsoort	<5	<5	<5	5-50	5-50	5-50	>50	>50	>50	> 75
Herstelbaarheid	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	goed	matig	slecht	goed	matig	slecht	n.v.t.
Opp. < x , verl. condities	+	+	+	+	+	+	+ ³	+ ³	+ ³	-
Opp. < x , neutr. condities	+	+	+	+	+	+	+ ³	+ ³	- ^{1,2}	-
Opp. < x , verzwarende condities	+	+	+	+	+	- ^{1,2}	+ ³	- ^{1,2}	- ^{1,2}	-
Opp. > x , verl. condities	+	+	+	+	+	+	+ ³	+ ³	- ²	-
Opp. > x , neutr. condities	+	+	+	+	+	+	+ ³	- ^{1,2}	- ^{1,2}	-
Opp. > x , verzwarende condities	+	+	+	+	+	- ^{1,2}	- ¹	- ^{1,2}	- ^{1,2}	-

'Verlichtende en verzwarende' condities zijn minnen en plussen uit de weging bij stap II.

+ Laag risico voor natuurontwikkeling: door naar stap IV.

- Verhoogd risico bij natuurontwikkeling, een ander scenario wordt aanbevolen (alternatief in inrichting, beheer (incl. Actief bodembeheer), natuurdoeltype of afzien van natuurontwikkeling).

x Oppervlakcriterium, bv <5000 m² en < 10% van het oppervlak van het natuurdoeltype.

¹ Als de min het gevolg is van verzwarende condities, kan met name via Actief bodembeheer het risico mogelijk verkleind worden.

² Als de min het gevolg is van slechte herstelbaarheid of kwetsbaarheid van het natuurdoeltype in het algemeen, kan gekeken worden naar een alternatief natuurdoeltype.

³ het risico voor natuurontwikkeling is waarschijnlijk niet zo hoog dat het natuurdoeltype zich niet kan ontwikkelen, maar gezien de hoge PAF-Doelsoorten wordt aanbevolen maatregelen voor verlaging van de risico's na te streven.

De eindbeoordeling levert in principe twee uitspraken:

* Laag risico voor natuurontwikkeling: door naar stap IV;

* Verhoogd risico bij natuurontwikkeling; een ander scenario wordt aanbevolen (alternatief in inrichting, beheer, natuurdoeltype of afzien van natuurontwikkeling).

De beoordeling wordt uitgevoerd voor de afzonderlijke stoffen. Als één van de stoffen een te hoog risico oplevert, zal naar een ander scenario moeten worden gekeken.

In hoeverre Actief bodembeheer (alternatieven in inrichting, beheer, die risico-verminderend zijn) of een alternatieve scenariokeuze kunnen leiden tot verwaarloosbare risico's voor natuurontwikkeling zal verder onderzocht moeten worden.

Stap IV: Weging andere stoffen

De semikwantitatieve beoordeling kan in de loop van 1997 alleen uitgevoerd worden voor 4 metalen. Voor de drie andere metalen (nikkel, chroom, kwik), arseen en organische stoffen kan nog geen PAF worden uitgerekend. Het is van belang voor deze stoffen ook tot een uitwerking te komen.

Wanneer daar geen prioriteit aan wordt gegeven zal eenzelfde benadering gevolgd moeten worden als bij de overige stoffen, waarbij met name rekening wordt gehouden met effecten op de beschikbaarheid door:

- * verzuring;
- * vernatting (periodiek/permanent);
- * verzuring en vernatting (bv. niet-zure kwel);
- * toename van organische stof en DOC;
- * zoutgehalte.

Voor deze 'overige stoffen' wordt daarom voorlopig een 'risico'tabel gemaakt, gebaseerd op vuistregels. Hierbij gaat het om:

- * andere metalen;
- * bestrijdingsmiddelen;
- * PAK-totaal;
- * PCB (totaal van 7) ;
- * overige stoffen (chloorfenolen, chloorbenzenen, vluchtige aromatische koolwaterstoffen, gechloreerde koolwaterstoffen);
- * fosfaat.

Per stof zal een kwalitatieve expert-judgement tabel gemaakt moeten worden, waarbij aangegeven wordt of de combinatie van processen die optreedt bij de gewenste natuurontwikkeling leidt tot grotere, kleinere of niet veranderde beschikbaarheid. Bij fosfaat zal bijvoorbeeld vernatting het dominante proces voor verhoogde uitspoeling en beschikbaarheid zijn, voor pesticiden zal in het algemeen toename in organische stof dominant zijn en beschikbaarheid verminderen.

Voor organische stoffen moet in principe niet alleen de invloed van veranderende bodemcondities op de mobiliteit worden ingeschat, maar ook de invloed op de afbreekbaarheid van de stoffen. Over de invloed van veranderende bodemcondities op de afbreekbaarheid van stoffen is nog weinig bekend; wel is bekend dat redoxpotentiaal, zuurgraad en organische-stofgehalte van invloed kunnen zijn op de afbreekbaarheid (bv atrazin, HCB). Vanwege het gebrek aan kennis wordt hiermee in dit beoordelingssysteem nog geen rekening gehouden. Voor persistente bestrijdingsmiddelen, PAK-totaal en PCB zal het huidige gehalte gebruikt worden voor de beoordeling. Op termijn kunnen mogelijk ook verlichtende en verzwarende condities (verandering beschikbaarheid door vernatting, verzuring, zout, organische-stof en persistentie van stoffen) worden bepaald. Deze kunnen analoog aan de metalen met plussen en minnen worden beoordeeld.

Voorgesteld wordt overige stoffen voorlopig te beoordelen op basis van het totaalgehalte in de bodem.

De normen die gehanteerd kunnen worden zijn, zoals genoemd in hoofdstuk 2:

- * Maximaal Toelaatbaar Risico (=HC₅);
- * HC₅₀ ("hazardous concentration" waarbij 50% van alle soorten potentieel kan worden aangetast);
- * In plaats van de MTR-waarde kan mogelijk in analogie met de aankoopprocedure van LBL ook (SW+IW)/2, soms ook aangeduid als T-waarde, worden gebruikt. Nagegaan moet nog worden of voor alle relevante stoffen deze normen aanwezig zijn.

Analoog aan de beoordeling van metalen kunnen de overige stoffen worden beoordeeld en kan vervolgens tot een eindbeoordeling worden gekomen op basis van tabel 8.3.

Voor fosfaat moet nog een aparte beoordeling worden ontwikkeld.

Tabel 8.3 Voorlopige opzet voor beoordeling van overige stoffen en tevens eindbeoordeling

Klasse	1	2	3	4
	<MTR	>MTR	>HC ₅₀	>HC ₅₀ en urgent geval ³
Opp. < x m ² , verlicht. cond.	+	+	+	-
Opp. < x m ² , neutrale cond.	+	+	+	-
Opp. < x m ² , verzw. cond	+	+	¹ -	-
Opp. > x m ² , verlicht. cond.	+	+	+	-
Opp. > x m ² , neutrale cond.	+	+	² -	-
Opp. > x m ² , verzw. cond	+	¹ -	¹ -	-

verzw. cond. Verzwarende condities: beschikbaarheidsverhogende omstandigheden - deze worden verkregen uit de vuistregeltabel (deze moet nog ontwikkeld worden)

verlicht. cond. Verlichtende condities: beschikbaarheidsverlagende omstandigheden - deze worden verkregen uit de vuistregeltabel (deze moet nog ontwikkeld worden)

+ Laag risico voor natuurontwikkeling

- Verhoogde kans op risico bij natuurontwikkeling, een ander scenario wordt aanbevolen (alternatief in inrichting, beheer, natuurdoeltype of afzien van natuurontwikkeling)

x Oppervlaktecriterium, bv <5000 m² en < 10% van het oppervlak van het natuurdoeltype

¹ Als de min het gevolg is van verzwarende condities, kan gekeken worden of het risico verkleind kan worden via Actief bodembeheer.

² Als de min het gevolg is van slechte herstelbaarheid of kwetsbaarheid van het natuurdoeltype in het algemeen, kan gekeken worden naar een alternatief natuurdoeltype

³ Wanneer dit leidt tot sanering geldt weer een andere uitgangspositie en kan zo gewild deze situatie beoordeeld worden

Door inrichtingsmaatregelen en beheersmaatregelen kan de beschikbaarheid of de persistentie van deze stoffen mogelijk worden verminderd. Hierdoor kunnen verlichtende omstandigheden ontstaan. Voor de verschillende stoffen zal nader uitgewerkt moeten worden wat hieronder wordt verstaan.

Samenvattend is het stappenplan voor “overige stoffen”:

- IV a Aflopen modules A t/m C voor inschatting bodemkwaliteit overige stoffen, toekomstig natuurdoeltype en (veranderingen in) bodemcondities;
- IV b Vuistregeltabel beschikbaarheidsbeïnvloedende bodemcondities;
- IV c Zo mogelijk invloed bodemcondities op persistentie;
- IV d Tabel 8.3: eindbeoordeling.

8.3 Fictief voorbeeld

Ter illustratie van het beoordelingssysteem is in deze paragraaf een fictief voorbeeld doorgerekend. De abiotische gegevens zijn zoveel mogelijk gestoeld op modelberekeningen voor cadmium en koper in een enkeerdgrond van een natuurontwikkelingsproject binnen het Beerze-Reusel stroomgebied [zie ter Meulen et al, 1997]. De berekeningen zijn gedaan met meer complexe modellen dan op korte termijn worden voorgesteld voor de Leidraad.

In het fictieve voorbeeld gaat het om een hoge enkeerdgrond aan de Achterste stroom in het Reusel-stroomgebied, waar het de bedoeling is dat een weiland zich ontwikkelt tot een vochtig schraalgrasland (natuurdoeltype Hz 3.7).

Module A

Bodemverontreiniging

De Leidraad wordt doorgerekend voor cadmium en koper.

Meetgegevens: uit (fictief) historisch onderzoek is gebleken dat binnen het Beerze-Reusel stroomgebied een kans bestaat op het aantreffen van (lichte) bodemverontreiniging met cadmium en koper. Er is een zeer beperkt aantal meetgegevens bekend.

Cadmium. De meetgegevens voor cadmium liggen tussen de 0,5 en 1,5 mg/kg. Voor het voorbeeld wordt gerekend met een “hoog scenario”, nl 1,5 mg/kg Cd.

Koper. De meetgegevens voor koper liggen tussen de 5,0 en 25,0 mg/kg. Voor het voorbeeld wordt gerekend met een “middel scenario”, nl 10 mg/kg Cu.

Voor beide stoffen wordt uitgegaan van diffuse verontreiniging

Bodemeigenschappen

Het te beoordeling gebied heeft een hoge enkeerdgrond (zEz 21) als bodemtype en heeft grondwatertrap VII. De zuurgraad ligt bij aanvang van de natuurontwikkeling op ca pH 5.

Voor de bodemcondities is uitgegaan van de gegevens van De Vries (1994) voor de bodemlaag 0-30 cm (zie tabel).

Bodemtype 1: 50:000 Hoge Enkeerdgrond, code: zEz 21	horizon dikte (cm)	Organi- sche stof (<2µ) (%)	Lutum (%)	Bulkdicht- heid (kg m ⁻³)	Al buffer ¹⁾ (mmol _c kg ⁻¹)	CEC (mmol _c kg ⁻¹)	pH-H ₂ O
Mineralogisch matig rijk, droog	0-30	3,8	3	1520	97	114	5

Bij deze bodemcondities ligt de streefwaarde voor cadmium op 0,51 mg/kg en voor koper op 19 mg/kg. De interventiewaarde voor cadmium is 7,7 mg/kg en voor koper 101 mg/kg. Het bodemgehalte aan cadmium ligt dus op ongeveer drie keer de streefwaarde, en onder de interventiewaarde. Voor koper ligt het bodemgehalte onder de streefwaarde.

Module B

Scenario's

Gestreefd wordt naar het natuurdoeltype “vochtig schraalgrasland voor de hogere zandgronden” (Hz-3.7) [Bal et al, 1995]. De bekalking wordt gestopt, de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) wordt opgevoerd tot 20 cm onder maaiveld. Dit komt overeen met Gt III. In dit voorbeeld wordt uitgegaan van 2 scenario-opties:

Beheersoptie: kwelherstel

- wel periodiek kwelherstel tot in de wortelzone (K0)

- geen kwelherstel tot in de wortelzone (K1)
- Beleidsoptie: maatregelen ten opzichte van atmosferische depositie van zuur
- een zure atmosferische depositie op het niveau van 1990 (V0)
 - scenario 2 uit het additioneel Programma Verzuring, 2e fase: 1600 mol_cha⁻¹a⁻¹ in 2010 en 1400 mol_cha⁻¹a⁻¹ in 2050 (V1). Dit scenario is voldoende om op landelijke schaal de nadelige effecten van verzuring op bosesystemen een halt toe te roepen.

Toetsen op kansrijkdom ten aanzien van vochtgehalte.

Op basis van de Gt kan de GVG (gemiddelde voorjaars grondwaterstand) berekend worden (zie bijlage 4-1). Bij Gt III hoort een GVG van 39 cm onder maaiveld; dit ligt in de buurt van het optimum voor kansrijkdom voor een vochtig schraalgrasland en binnen de grenzen voor 40% kansrijkdom voor vocht (53 cm onder tot 8 cm boven maaiveld, zie ook bijlage 4-2).

Module C: toekomstige verzuring

Een enkeerdgrond is matig gevoelig voor verzuring (zie bijlage 5-1 naar [de Vries et al, 1989]. De toekomstige zuurgraad moet dus berekend worden.

Er vindt tevens een verandering in grondwaterstand plaats, maar de gemiddelde grondwaterstand is in de nieuwe situatie niet zo hoog dat rekening gehouden moet worden met effecten van veranderingen in de redoxpotentiaal - er kan uitgegaan worden van een droge bodem, tenzij kwelherstel tot in de wortelzone plaatsvindt. In een enkel geval komt kwel tot in de wortelzone (dit in tegenstelling tot het gemodelleerde voorbeeld in ter Meulen et al. [1997]. Dit kan niet in de modellen meegenomen worden, dus de effecten hiervan worden beoordeeld in module VI, de eindbeoordeling.

Met behulp van verzuringsmodellen (in dit geval met het model RESAM) wordt de toekomstige verzuring berekend. Het blijkt dat het herstel in kwel een verwaarloosbaar effect op de verzuring heeft, het scenario van verminderde depositie wel: bij het V0 scenario daalt de pH van een oorspronkelijke pH-H₂O van 5.0 tot een pH van 3.7; bij het V1-scenario tot een pH van 4.8 (De uitkomsten van RESAM, pH-bodemvocht zijn vertaald naar pH-H₂O, om te kunnen vergelijken met de kansrijkdom voor vegetatie).

Wanneer getoetst wordt aan de kansrijkdom van het natuurdoeltype voor zuurgraad, blijkt dat de kansrijkdom voor een vochtig schraalgrasland in het scenario V0 (pH 3.7) slechts 5% is en daarmee ver buiten de randvoorwaarden voor het natuurdoeltype (pH 4.8-6.3; zie bijlage 4.2). Dit pleit voor aanvullende maatregelen zoals verminderde zuurdepositie, (scenario V1). Verminderde depositie blijkt tot een aanzienlijke verbetering in kansrijkdom te leiden: Bij scenario V1 is de kansrijkdom van een vochtig schraalgrasland ten aanzien van zuur bij pH 4.8 ca 50 % en ligt binnen de randvoorwaarden (pH 4.8-6.3; zie bijlage 4.2).

Omdat de kansrijkdom ten opzichte van zuur voor de vegetatie bij het scenario V0 zeer laag ligt, wordt dit scenario na module IV in dit voorbeeld niet verder doorgerekend.

Module D: toekomstige contaminant concentraties.

Ter illustratie van de invloed van de verschillen in zuurgraad op de metaalconcentratie wordt de poriewaterconcentratie van cadmium en koper zowel voor verzuringsscenario's V0 als voor V1 doorgerekend.

Cadmium: Bij scenario V0 blijkt de toekomstige cadmium poriewater concentratie in de laag van 1-20 cm (in dit geval berekend met het model STRASS) in 2050 3.0 µg/l te zijn, en bij het scenario V1 2.3µg/l.

Koper: Voor koper is de poriewaterconcentratie bij scenario V0 80 µg/l en bij scenario V1 25 µg/l. Het blijkt dus dat met name bij koper de vermindering van zure depositie een groot verschil maakt in de concentratie in de bodemoplossing. Bij cadmium is het verschil kleiner.

Module E, Ecotoxicologische risico-inschatting

De PAFs worden alleen berekend voor het scenario V1.

PAF. Bij de berekening van de PAF (fictief) bij het V1-scenario, blijkt dat de PAF voor cadmium 60% is; de PAF voor koper is 30%.

PAF-doelsoorten. Omdat in beide gevallen de PAF groter is dan 5% wordt ook de PAF-doelsoorten (fictief) berekend. Deze blijkt voor cadmium 70% en voor koper 15% te zijn.

Herstelbaarheid. De methode om herstelbaarheid te bepalen moet nog ontwikkeld worden - ten behoeve van dit voorbeeld is gesteld dat een vochtig schraalgrasland (Hz 3.7) 'matig' herstelbaar is.

Module F, De beoordeling

Stap I: Beoordeling PAF

De PAF voor cadmium is 60% en valt daarmee in klasse 3.

De PAF voor koper is 30% en valt daarmee in klasse 2.

Stap II: Kwalitatieve beoordeling bodemconditiefactoren.

Het te beoordelen gebied heeft potenties voor kalkrijke kwel. Het kwelscenario (K1) kan hierdoor leiden tot verminderde beschikbaarheid voor zowel cadmium als koper. Zout speelt geen rol.

Cadmium

- Scenario V1K0 (geen kwel): de PAF cadmium lag in klasse 3 en blijft daarin. Er zijn geen beschikbaarheidsverminderende factoren.
- Scenario V1K1 (kwel): de PAF cadmium lag in klasse 3 en blijft daarin. De kalkrijke kwel levert een beschikbaarheidsverminderende factor, maar leidt niet tot onbeschikbaarheid van de stof. Dit levert een min.

Koper

- Scenario V1K0 (geen kwel): de PAF koper lag in klasse 2 en blijft daarin. Er zijn geen beschikbaarheidsverminderende factoren
- Scenario V1K1 (kwel): de PAF koper lag in klasse 2, maar door de aanwezigheid van kalkrijke kwel (een beschikbaarheidsverminderende factor), verschuift het risico naar laag risico. Het systeem hoeft bij dit scenario niet verder doorlopen te worden; er zijn geen restricties in handelen nodig.

Stap III: Kwetsbaarheid natuurdoeltypen en eindbeoordeling

PAF-doelsoorten

Cadmium. De PAF-doelsoorten voor cadmium was 70% en valt daarmee in klasse III.

Koper. De PAF-doelsoorten voor koper was 15% en valt daarmee in klasse II.

Oppervlakte

Het gebied met verontreiniging is >0.5 ha.

Herstelbaarheid

De hypothetische herstelbaarheid van een vochtig schraalgrasland (Hz 3.7) is matig: 20-50% van de bestudeerde soorten heeft een slechte potentie van herstelbaarheid.

Weging volgens Tabel 8.2

Cadmium:

Scenario V1K0 (Verminderde depositie, geen kwel): kolom IIIb, rij 5: ^{-1,2}

De risico's voor het natuurdoeltype zijn hoog; het streven naar dit natuurdoeltype wordt feitelijk afgeraden tenzij beschikbaarheidsverlagende maatregelen worden genomen en eventueel voor een alternatief natuurdoeltype met hoge herstelbaarheid wordt gekozen.

Scenario VIK1 (Verminderde depositie, kalkrijke kwel): kolom IIIb, rij 4:

⁺

De berekende risico's voor het natuurdoeltype op het verontreinigde gebied zijn hoog, maar omdat kalkrijke kwel aanwezig is, die de zuurgraad kan verhogen en de beschikbaarheid kan verlagen, hoeven geen restricties in management aanbevolen. Zo mogelijk zou de toekomstige pH bij kalkrijke kwel berekend moeten worden en zou het verloop van de pH in de tijd bijgehouden moeten worden.

Koper

Scenario V1K0 (Verminderde depositie, geen kwel): kolom IIb, rij 5:

⁺

De risico's voor het natuurdoeltype op deze lokatie zijn niet zo hoog dat restrictieve maatregelen genomen hoeven te worden.

Advies

Het huidig depositiescenario levert te veel verzuring voor de ontwikkeling van een vochtig schraalgrasland.

Het scenario zonder kwel (K0): Hierbij worden aanvullende maatregelen of een alternatief natuurdoeltype geadviseerd.

Het scenario met kalkrijke kwel (K1): Dit scenario biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van een vochtig schraalgrasland. Geadviseerd wordt de ontwikkeling van de poriewaterconcentraties wel in de gaten te houden omdat met name de gehalten aan cadmium relatief hoog liggen.

9 BELEIDS- EN PRAKTIJKASPECTEN

9.1 Inleiding

Gezien het belang van aansluiting bij de vragen vanuit het beleid en de praktijk is in januari 1997 een workshop georganiseerd om deze terugkoppeling te kunnen maken. In dit hoofdstuk zijn de belangrijkste aspecten opgenomen die tijdens deze workshop naar voren zijn gekomen. Aan deze workshop namen ca. 30 personen deel afkomstig uit het beleid, van terreinbeherende instanties en van enkele adviesbureau's. In bijlage 9-1 is een deelnemerslijst opgenomen. Ter voorbereiding van deze workshop is een onderwerpen- en vragenlijst opgesteld, aan de hand waarvan de discussie is gestructureerd. Deze vragenlijst is opgenomen in bijlage 9-2.

De belangrijkste onderwerpen en conclusies van de workshop zijn in dit hoofdstuk samengevat. Tot slot worden de hoofdpunten kort samengevat. Waar mogelijk zijn de resultaten ook in de andere delen van de rapportage verwerkt.

9.2 Doel beoordelingssysteem en aansluiting bij de Wet bodembescherming (Wbb)

Doel Leidraad

De Leidraad bodembeoordeling was in opzet bedoeld voor de aankoop van gronden voor de EHS. Uit de presentatie van A. Schuurmans, LBL en uit de discussies bleek dat bij de aankoop van gronden een dergelijk beoordelingssysteem nauwelijks toepasbaar is, want

- * als de grond begrensd is binnen de EHS is er aankoopplicht;
- * de grond wordt in concurrentie aangeboden;
- * er wordt een commerciële prijs voor agrarische grond gevraagd - geschiktheid voor natuurontwikkeling is niet in de prijs door te rekenen;
- * aankoop vindt vaak plaats onder tijdsdruk - het systeem is daar te ingewikkeld voor;
- * bij beslissingen bij aankoop zijn harde argumenten nodig (grenzen, criteria, bv. 'natuurgerichte normstelling') ingebed in Wbb.

Ook kunnen er andere redenen zijn om verontreinigde gronden toch aan te kopen of in beheer te nemen (verbindingszone, strategische ligging, geen andere beherende instantie beschikbaar). Bij de aankoop van gronden gaat LBL uit van de Wbb en het LBL-stappenplan. De Leidraad kan in beperkte mate gebruikt worden op bepaalde beslismomenten binnen dit stappenplan. Een ander aspect dat naar voren werd gebracht is of de risico's van verontreinigingen voor de natuur reden zouden moeten zijn om niet aan te kopen en de natuurontwikkeling niet te proberen.

In zijn reactie als vertegenwoordiger van een adviesbureau stelde R. Theelen, Tauw, dat de Leidraad zeer geschikt zal zijn voor het beoordelen van lokatie-specifieke risico's voor ecosystemen en voor de beoordeling van saneringsdoelstellingen voor ecosystemen (terugsaneerwaarden).

De Leidraad lijkt bij uitstek geschikt bij het maken van keuzen voor inrichting en beheer van de gronden. De beheerders kunnen hier creatiever zijn dan bij aankoop en het systeem hiervoor gebruiken. Ook kan de Leidraad beheerders helpen de mogelijke knelpunten te signaleren. De Leidraad kan gebruikt worden voor besluitvorming over eventueel te nemen saneringsmaatregelen met het oog op de gewenste natuurontwikkeling.

De Leidraad kan ook gebruikt worden bij de begrenzing van de EHS. De EHS is al voor zo'n 90% begrensd, maar binnen deze begrenzingen bestaan nog 'zoekgebieden'; hierbij kan ook gebruik gemaakt worden van de Leidraad.

De Leidraad kan mogelijk t.z.t. een bredere toepassing krijgen dan de hier beschreven toepassingen, bv. beoordeling van effecten van veranderingen binnen huidige natuurgebieden, of de beoordeling van ecotoxicologische risico's van huidige natuurgebieden.

Elementen van de Leidraad kunnen tevens gebruikt worden als (aanvullende) overwegingen bij het bepalen van de saneringsurgentie. Het is ook dienstbaar te maken voor het afdekken van het risico van bodemverontreiniging en verhaalmogelijkheden van saneringskosten, o.a. in de relatie tussen de terreinbeheerders en het bevoegd gezag. Op dit moment zijn deze toepassingen nog niet aanbevolen.

In het algemeen werd positief gereageerd op het voorstel voor de Leidraad, met name om de volgende redenen:

- * de Leidraad geeft handen en voeten aan een ecotoxicologische risicobeoordeling bij natuurontwikkeling en geeft inzicht in wat wel en niet zou kunnen;
- * het is een beoordeling op de te realiseren functie: functionele beoordeling;
- * het is een nuttig instrument voor het omgaan met verontreinigde grond zonder sanering;
- * de Leidraad integreert chemie, ecologie en toxicologie;
- * de Leidraad combineert een beoordeling met Actief bodembeheer; het Actief bodembeheer moet nog wel beter ingebouwd worden.

Kritiekpunten bij de opzet voor de Leidraad waren:

- * er wordt gebruik gemaakt van een stapeling van niet-gevalideerde modellen die deels ook niet gevalideerd kunnen worden. Dit laatste geldt met name voor de PAF-methode;
- * het systeem maakt geen gebruik van bestaande veldkennis, terwijl daar wel relevante informatie uit te verkrijgen is. Aanbevolen werd dit te zijner tijd in het systeem in te bouwen.

Daarnaast hadden veel opmerkingen en kritiekpunten betrekking op de manier waarop de Leidraad uiteindelijk uitgewerkt moet of kan worden en ten behoeve van welke doeleinden dit moet gebeuren.

Aansluiting bij Wbb

In zijn presentatie stelde Bakker, provincie Zuid-Holland, afdeling Groen dat afstemming met Wbb niet zo'n probleem zou zijn, aangezien de Leidraad goed past binnen het functiegerichte denkkader van het project BEVER (BEleidsVERnieuwing bodemsaneringsbeleid). Centrale vragen zijn of de bodemkwaliteit geschikt is voor de gewenste functie en of bij een functioneel probleem herstel mogelijk is. De Leidraad bodembeoordeling richt zich op deze punten. De Wbb kan dienen als vangnet aan het eind van de beoordelingsketen.

De deelnemers pleitten ervoor de te ontwikkelen Leidraad goed te laten aansluiten bij de Wet bodembescherming (Wbb). Een inpassing van de Leidraad in de Wbb werd in het algemeen niet wenselijk geacht. De Wbb dient uitgangspunt te blijven, de Leidraad kan de afweging urgent/niet urgent mogelijk verbeteren door het inbrengen van aanvullende lokatiegerichte elementen (risico's voor toekomstige natuurontwikkeling). Het beoordelingssysteem zou tevens moeten dienen voor maatregelen in flankerend beleid bij de Wbb, en dan in juridisch kader gezet.

Bij de uitwerking van de Leidraad moet nog aandacht besteed worden aan de afstemming met de regelgeving op basis van de Wbb (bv. een urgent geval volgens de Wbb krijgt een lage inschatting van ecotoxicologische risico's; en de dikte van de bodem is in de Wbb 1,5 m; in de Leidraad 0,3 m).

9.3 Benodigde gegevens en gebruik van gegevens

Belang bemonstering

Momenteel wordt geld voor bodemonderzoek vooral ingezet voor het bepalen van de saneringsnoodzaak, niet voor het bepalen van de kansrijkdom voor natuurontwikkeling. Een behoorlijke bemonstering en analyse wordt echter van essentieel belang gevonden voor het toepassen van een beoordelingssysteem. Uitgaande van een goed historisch onderzoek moet aanvullend onderzoek worden verricht, liefst een statistisch verantwoorde bemonstering en analyse. Een knelpunt hierbij zijn de kosten die aan een monsternamen verbonden zijn (ook ten opzichte van het totale bedrag dat voor aankoop en inrichting beschikbaar is).

Hiervoor zijn de volgende opties aangedragen:

- * Aangezien het in het algemeen gaat om grote gebieden kan gewerkt worden met een beperkt monsterprogramma (minder monsters per oppervlakte dan vereist is bij bv. saneringonderzoek). Het historisch onderzoek kan aangeven in welke gebieden eventueel meer of minder gemonsterd kan worden. Verantwoorde en kosteneffectieve bemonsterings- en analysetechnieken voor dit type problematiek zijn inmiddels voldoende ontwikkeld.
- * LNV reserveert momenteel bij natuurontwikkeling bedragen voor aankoop en inrichting. De groep geeft als aanbeveling LNV te vragen een extra bedrag te reserveren voor monsternamen, aangezien dit van belang is voor de inschatting of de gestelde doelen bereikbaar zijn.

Wel is men van mening dat gewaakt moet worden voor het maken van onnodige kosten. Een andere mogelijkheid zou kunnen zijn dat boeren gevraagd worden gegevens uit Oosterbeek beschikbaar te stellen bij verkoop van hun land. De geschiktheid van deze gegevens voor het beoogde doel moet eerst onderzocht worden.

Het gebruik van geaggregeerde gegevens

Het gebruik van gegevens over contaminantbelasting vanuit geaggregeerde bestanden (bv bodemtype-landgebruik) wordt als een noodoplossing beschouwd.

De gegevens over de bodemcondities kunnen gedeeltelijk worden verkregen uit de bodemkaart van 1:50:000. Deze kaart wordt door enkelen te grof gevonden voor het beoogde doel.

Bepaalde gegevens, zoals de Gt, zijn verouderd. Een toetsing van deze gegevens aan meer recente en meer lokatiespecifieke gegevens lijkt daarom gewenst

Puntverontreinigingen

De aanwezigheid van lokale (punt)verontreinigingen is in de regel niet beslissend voor de aankoop (een puntbron zelf hoeft niet aangekocht te worden). Een puntverontreiniging kan wel van belang zijn voor de inrichting en het beheer van een gebied. Men is het erover eens dat puntverontreinigingen een aparte behandeling behoeven, liefst gewoon volgens de Wbb, tenzij de gehalten beneden de risicogrenzen van de Wbb liggen. Een oppervlaktecriterium voor lokale (punt-)verontreinigingen wordt niet zinvol gevonden. In de Leidraad moeten deze bronnen wel worden opgenomen, omdat zij van invloed zijn op inrichtings- en beheersmaatregelen op een terrein en voor eventuele sanerings- en isolatiemaatregelen. Wanneer een puntbron zich binnen het terrein bevindt moet getracht worden deze via inrichtings- of beheersmaatregelen te isoleren, of te saneren, zodat de verontreiniging zich niet kan verspreiden. Een mogelijk probleem vormen hierbij mogelijk natuurdoeltypen uit de hoofdgroepen I en II, aangezien hier geen beheer plaatsvindt.

Omgeving

Verontreiniging vanuit de omgeving is met name afkomstig uit atmosferische depositie en vanuit verspreiding via het watersysteem (grondwaterstromen, inzijging/kwel, afspoeling, oppervlaktewater). In principe werkt de EHS ook met buffergebieden om nadelige effecten van de omgeving te beperken, in de praktijk gebeurt dit niet altijd. De omgeving van een gebied moet daarom ook in beschouwing genomen worden, met name wat betreft de effecten van bronnen net buiten het te beoordelen gebied. Bij hoge verontreinigingsgraden kan de Wbb toegepast worden om verspreidingsrisico's tegen te gaan (bv isolerende maatregelen).

Bioassays

Bio-assays (en bio-markers) zijn zeker een hulpmiddel voor het bepalen van actuele risico's. Voor het voorspellen van toekomstige risico's, zoals in deze Leidraad gebeurt is dit echter geen geschikt instrument. Momenteel zouden bio-assays gebruikt kunnen worden voor

- * het aangeven van de beschikbaarheid van stoffen in de huidige situatie. Dit is met name van belang bij een cocktail van verontreinigingen en ter ondersteuning van historisch onderzoek
- * het valideren van de modellen bij retrospectief onderzoek.

Het is echter de vraag in hoeverre bio-assays operationeel zijn, en momenteel wordt nog niet aangeraden deze in te bouwen in het beoordelingssysteem.

Gegevens van andere gebieden

Het gebruik van gegevens van gebieden waar natuurontwikkeling al een groot aantal jaren bezig is, kan mogelijk ook informatie verschaffen over de ontwikkelingen die in vergelijkbare gebieden kan worden verwacht. Een nadere inventarisatie van dit soort gebieden werd zeer wenselijk gevonden.

9.4 Beoordelingssystematiek

Beoordeling

Er is naast een absolute beoordeling ook beslist behoefte aan de Leidraad als een vergelijkend systeem te gebruiken voor schatten van relatieve bureaus van verschillende scenario's. Actief bodembeheer moet ook een duidelijk onderdeel zijn binnen het systeem, zodat creatieve oplossingen kunnen worden gezocht voor de inrichting en het beheer.

De beoordelingssystematiek zou aan moeten sluiten bij de beoordeling van uiterwaarden zoals deze momenteel bij het RIZA wordt ontwikkeld.

Scenario-keuze

Volgens de praktijk-deskundigen is het mogelijk om binnen bepaalde grenzen op een lokatie beheersmaatregelen, inrichtingsmaatregelen of het gewenste natuurdoeltype bij te stellen. Hierbij zal eerst bekeken moeten worden of met maatregelen voor inrichting en beheer het doel bereikt kan worden. Daarna moet pas bijstelling van het natuurdoeltype aan de orde komen; dit aangezien het natuurdoeltype vaak is gekozen in relatie met de aanliggende gebieden. Wanneer geen opties beschikbaar zijn voor aangepaste inrichting of beheer, kan de keuze voor een ander natuurdoeltype dus acceptabel zijn.

Keuze en volgorde modules

De gehanteerde volgorde van de beoordeling wordt juist gevonden: eerst dient een toetsing aan de randvoorwaarden die het natuurdoeltype stelt aan zuurgraad en vocht plaats te vinden en daarna beoordeling van de verontreiniging. Te zijner tijd moet ook de randvoorwaarde voor fosfaat toegevoegd worden (deze wordt aan MOVE toegevoegd).

Keuze stoffen

Naast de beoordeling van metalen, vinden de deelnemers dat er meer aandacht moet zijn voor de risico's van organische microverontreinigingen. Ook de kans op doorvergiftiging moet hierbij eigenlijk ingeschat worden. De beschikbaarheid van deze stoffen zal waarschijnlijk niet sterk wijzigen, maar moet wel bij de beoordeling worden betrokken. Hiernaast moeten effecten die op fosfaatverzadigde gronden kunnen ontstaan, bij de uitwerking meer aandacht krijgen.

Eco(toxico)logische risicoschatting

Een lokatiespecifieke benadering van het ecotoxicologische risico moet centraal staan. Differentiatie van het risico naar natuurdoeltype wordt daarom zinvol gevonden. Ook de keuze van de berekening van de PAF-algemeen voordat de beoordeling op natuurdoeltypen wordt uitgevoerd wordt ondersteund, aangezien de PAF-algemeen minder onzekerheden in zich draagt dan de PAF-doelsoorten, en omdat deze een betere aansluiting bij bestaande methoden heeft.

Het schatten van effecten op doelsoorten (of aandachtsoorten) als (voorlopige) maat voor de risico's voor een natuurdoeltype wordt ondersteund. Wel is het gebruik van het ecotoxicologisch risico voor doelsoorten ter discussie gesteld, omdat deze niet alles bepalend zijn voor het bestaan en functioneren van het natuurdoeltype. Het operationaliseren van procesparameters, indicatorsoorten en sleutelprocessen van natuurdoeltypen, naast het gebruik van doelsoorten, wordt zinvol gevonden.

Het begrip kwetsbaarheid heeft volgens enkele deelnemers te weinig onderscheidend vermogen tussen natuurdoeltypen.

Oppervlakte criterium

Er moet goed gelet worden op de rol van de oppervlakte in de beoordeling, dit kan in de praktijk ongewenste effecten hebben (m.n. wat betreft het percentage van het totale oppervlak). Door een gebied te splitsen zou de uitkomst van een beoordeling bijvoorbeeld kunnen veranderen. Er konden niet direct oplossingen aangedragen worden om dit te verhelpen. Dit verdient bij een proefbeoordeling een nadere beschouwing.

9.5 Bruikbaarheid van de beoordeling in de praktijk

Algemeen

Wat duidelijk beseft wordt is dat de bodemkwaliteit maar een onderdeel is binnen de totale beoordeling van een gebied. De beoordeling in deze Leidraad zou een integraal onderdeel moeten zijn binnen de totale beoordeling van de geschiktheid van gebieden voor natuurontwikkeling. De Leidraad is in principe te gebruiken voor natuurontwikkelingsgebieden (en kerngebieden) binnen de EHS, maar niet direct voor de verbindingzones.

De "chemische" invalshoek blijkt niet direkt aan te sluiten bij het denken van SBB, uitbreiding met biologische en ecologische kennis is gewenst. De vraag is hoe dit dan gestalte moet krijgen. De beoordeling van de effecten van metalen voor (doel)soorten wordt haalbaar gevonden. Voor andere stoffen is dit nog niet duidelijk in het raamwerk.

Doelgroep

Hoe algemeen/toegespitst, oppervlakkig/diepgaand kwalitatief en kwantitatief het systeem zal worden uitgewerkt, hangt af van de keuze van de doelgroep.

Eenzijds kan ingezet worden op de ontwikkeling van een meer beleidsmatig instrument op basis waarvan bepaald kan worden wat er mogelijk is op een bepaalde bodem en waarnaast knelpunten aangegeven kunnen worden. De Leidraad zou dan gaandeweg de ontwikkeling van de natuur gebruikt moeten worden, met daaraan gekoppeld een monitoringssysteem dat aangeeft of de verwachte ontwikkelingen ook werkelijk plaatsvinden. Voor deze toepassing zou de Leidraad vooral een kwalitatief, globaal karakter kunnen hebben. De Leidraad kan zowel toegepast gaan worden bij het provinciaal beleid (ten behoeve van begrenzing van de EHS) als door de Dienst LBL, beheerders en adviesbureau's. Het systeem moet niet te complex zijn, omdat beheerders en LBL ermee uit de voeten moeten kunnen. Er is ook een behoefte de Leidraad (in vereenvoudigde) vorm op bestaande terreinen toe te kunnen passen. Voorgesteld wordt een duidelijk getrapte indeling te hanteren ten behoeve van de gebruikersvriendelijkheid. Daardoor kan snel worden ingegaan op de deelproblemen die in een bepaald gebied spelen.

Anderzijds kan de uitwerking zich meer richten op een hulpmiddel voor de expert bij het beoordelen van grond voor natuurontwikkeling. Wanneer de Leidraad algemeen gebruikt zou worden, zou de vergelijkbaarheid in beoordelingen toenemen. Voor deze toepassing is een wat steviger onderbouwing nodig. Een niet gevalideerde status werd daarbij door de deelnemers niet onoverkomelijk gevonden.

Een echte keuze tussen deze twee opties werd tijdens de workshop niet gemaakt.

Gebruik

Als beste moment van de beoordeling wordt de begrenzing van de EHS genoemd en de inrichting van een aangekocht gebied. Een beoordeling van enkele dagen tot weken is acceptabel en moet ook mogelijk zijn. Monitoring (en ev. het gebruik van bio-assays) is binnen dit tijdsbestek niet mogelijk, maar kan ter controle van de beoordeling mogelijk aansluitend worden gedaan.

De financiële consequenties van een beoordeling moeten nader uitgewerkt worden. Deze zullen zo laag mogelijk moeten zijn, omdat ze anders belemmerend kunnen werken. Men is van mening dat een bepaald percentage van de aankoopkosten vrijgemaakt moet kunnen worden voor onderzoek en beoordeling (het normbedrag voor aankoop is 40.000,- per ha).

Het wordt belangrijk gevonden dat het systeem operationeel wordt gemaakt. In de huidige vorm is het nog niet geheel duidelijk hoe het er uiteindelijk uit komt te zien. Een beslisboom wordt voorlopig voldoende gevonden. Een DSS wordt daarnaast als te sturend ervaren en te weinig flexibel. Aandachtspunt zijn de onzekerheden binnen de verschillende onderdelen van het systeem; deze moeten zoveel mogelijk zichtbaar blijven.

Verder is het voor de uitwerking van het beoordelingssysteem van belang voor wie het is bedoeld. Een deel van de mensen vindt het meer een hulpmiddel voor de expert, anderen zien het meer als een instrument dat beleidsmatig ingezet kan worden

Beoordeling van deelgebieden

Het is haalbaar om deelgebieden te onderscheiden en te beoordelen op basis van verschillen in verontreinigingsgraad en het gewenste natuurdoeltype. In de praktijk worden (zwaar) verontreinigde lokaties (deelgebieden) niet aangekocht, maar blijven in verband met aansprakelijkheid eigendom van de huidige eigenaar. De beoordeling zou wel rekening moeten houden met de effecten van deze lokaties op de overige gebieden. Hieruit kan het advies voortvloeiende maatregelen te treffen om effecten te beperken.

Proefbeoordeling

Bij een proefbeoordeling kan onderscheid gemaakt worden tussen de beoordeling van een recent natuurontwikkelingsgebied en een retrospectieve benadering (een natuurgebied dat jaren/decennia geleden is aangelegd op voormalige landbouwgrond).

De retrospectieve benadering kan tot een toetsing leiden van de risico's die op basis van de systematiek worden gedaan en kan gebruikt worden als validatie van de modellen, liefst in combinatie met bioassays.

Eerst zal echter proef worden gedaan om te bepalen hoe het systeem het beste operationeel te maken is. Zowel de afgevaardigden van de provincies, adviesbureaus als beheersinstanties toonden hun bereidheid geschikte gebieden op te zoeken en te zoeken naar relevante gegevens. Er werd wel geadviseerd van te voren een aantal criteria of een profielschets voor een proefgebied te maken, zodat gebieden met verschillende omstandigheden/knelpunten beoordeeld worden. Als criteria worden hierbij genoemd:

- * Problemen/verontreinigingen in het gebied moeten actueel en representatief zijn,
- * Er moeten voldoende gegevens beschikbaar zijn.

Daarnaast is er toestemming nodig van de eigenaar van de gegevens en zal aangegeven moeten worden wat er met de resultaten van zo'n beoordeling zal worden gedaan.

Er bestaat ook behoefte aan een retrospectieve beoordeling, waarbij de beoordeling (op basis van gegevens uit het verleden), wordt vergeleken met de ontstane situatie.

Validatie

Voordat het beslissysteem toegepast gaat worden is er ook behoefte aan een validatie van de verschillende gebruikte modellen. Ook een gevoeligheidsanalyse van de resultaten kan al meer inzicht geven in de betrouwbaarheid van de uitkomst. De vraag is in welke omvang dit uitgevoerd kan en moet worden.

9.6 Verdere aanbevelingen

Gebruik veldgegevens

Het beoordelingssysteem maakt geen gebruik van veldgegevens van ecosystemen op verontreinigde grond. Aanbevolen werd om dit soort gegevens te zijner tijd een plaats in het beoordelingssysteem te geven.

Stapeling niet gevalideerde modellen

De modules in het beoordelingssysteem zijn niet altijd toetsbaar (bv PAF). De Leidraad moet snel toegepast worden en waar mogelijk gevalideerd; anders kom je in schijnwetenschappelijke zekerheden terecht.

Nul-optie

Aanbevolen werd ook de mogelijkheid van een 'nul-optie' in het systeem in te bouwen: autonome ontwikkeling bij ongewijzigd gebruik. Risico-beoordeling en uitkomst zouden daardoor in een ander daglicht kunnen komen te staan.

10 AANBEVELINGEN VOOR UITWERKING EN NADER ONDERZOEK

Deze studie resulteert in een raamwerk voor een beoordelingsysteem, niet in een beoordelingssysteem zelf. Omdat het de bedoeling is dat er binnen afzienbare tijd een operationeel beoordelingssysteem beschikbaar komt, wordt in dit hoofdstuk aangegeven wat daarvoor nodig is op korte termijn (ongeveer 1 jaar) en middellange termijn (ca 4 jaar). Hierbij wordt zo mogelijk aangesloten bij adviezen voor onderzoek uit de Programmeringsstudie Veranderend Landgebruik [Ter Meulen et al, 1996].

Het hoofdstuk is als volgt opgezet: in 10.1 worden de onderzoeksacties genoemd die noodzakelijk zijn om de Leidraad op korte termijn operationeel te krijgen. In 10.2 worden beleidsaanbevelingen gegeven. In 10.3 t/m 10.6 worden onderzoeksaanbevelingen gegeven waarmee de Leidraad op termijn (4 jaar) verbeterd kan worden. Hierbinnen worden prioriteiten aangegeven. De paragrafen volgen zoveel mogelijk structuur van de Leidraad: per module wordt aangegeven wat noodzakelijk en mogelijk is op korte en langere termijn. In tabel 10.1 zijn alle noodzakelijke en mogelijke acties samengevat.

10.1 Van raamwerk tot Leidraad

Module A: Meetprotocol

Om het beoordelingssysteem op korte termijn (1 jaar) operationeel te krijgen is noodzakelijk dat een meetstrategie en -protocol voor deze Leidraad ontwikkeld worden. Hiervoor zal zoveel mogelijk worden aangesloten bij bestaande meetprotocollen. Omdat de bodemkaart sterk verouderd is, moet de GVG voorlopig in een meetprotocol worden opgenomen. Ook zullen een aantal beslisregels ontwikkeld moeten worden hoe omgegaan moet worden met verspreide puntvervuilingen, zoals gedempte sloten.

Module B

Module B is in principe operationeel.

Module C: Operationaliseren van beoordelen verzuringsgevoeligheid

Op korte termijn moet een methode ontwikkeld worden om de toekomstige pH te schatten (voor het jaar 2050) met behulp van het SMB-model. Dit model kan gebruiksklaar gemaakt worden en ingepast in het beoordelingssysteem.

Hiervoor moeten o.a. de benodigde relevante gegevens vanuit literatuur en databases verzameld worden, en moet het model in het systeem ingebouwd worden.

Module C: Operationaliseren vuistregels voor effecten van grondwaterstand op de redox en beschikbaarheid

Naast de bepaling van de verzuringseffecten moet ook de beoordeling van de redoxpotentiaal operationeel gemaakt worden. De in het rapport opgenomen vuistregels voor de effecten van de grondwaterstand op redox en beschikbaarheid zijn nog summier en moeten verder operationeel gemaakt worden. De module CII zou moeten aangegeven in welke gevallen de redoxpotentiaal vraagt om een aanpassing van de partitievergelijkingen in module D en hoe deze aanpassing eruit ziet.

Tabel 10.1 Overzicht van aanbevelingen voor onderzoek, met prioriteitstelling, zie tekst voor toelichting

Prioriteit	module	Aanbeveling
10.1 Van raamwerk tot Leidraad	A C C D D D E E E F F F F	Meetprotocol Operationaliseren van beoordelen verzuringsgevoeligheid Operationaliseren vuistregels voor effecten van grondwaterstand op de redox en beschikbaarheid Partitie-vergelijkingen metalen Gedrag bestrijdingsmiddelen en org. microverontreinigingen Vuistregels fosfaat Berekening PAF voor andere metalen en org. stoffen Uitbreiding PAF-doelsoorten Oppervlakte verontreinigd gebied Testen risicogrenzen Risicotabel beschikbaarheidsbeïnvloedende omstandigheden Risicogrenzen overige stoffen Uitwerking en concretisering aanpak per deelgebied
10.2 Beleidsaanbevelingen		<u>korte termijn</u> Proefgebieden <u>(middel)lange termijn:</u> Aansluiting bij de Natuurplanner en beslismethodiek Actief bodembeheer Monitoring Uitwerkingen van nul-optie Gebruikersgerichtheid van de Leidraad
10.3 Relevant onderzoek op een korte termijn	C E E	Kwalitatieve verzuringsgevoeligheidskaart Gevoeligheid en accumulatievermogen van vegetatie Ontwikkelen methodiek voor bepaling herstelbaarheid natuurdoeltype
10.4 Prioritair aanbevolen onderzoek voor de middellange termijn	A B C C C C C D D E E F	Nieuw toegevoerde belasting Actief bodembeheer Verbetering schatting toekomstige zuurgraad Peildata Inbouw redoxpotentiaal Fosfaatuitspoeling Toetsing aan fosfaatbeschikbaarheid Partitievergelijkingen andere stoffen Inbouw redoxpotentiaal Berekening PAF voor andere stoffen Herstelbaarheid van ecosystemen Gevoeligheidsanalyses
10.5 Belangrijk onderzoek op (middel)lange termijn	A B C C D D E E E F	Effecten van bronnen in de omgeving Functionele soorten en processen Verbetering schatting toekomstige zuurgraad Modellering organische stof en DOC Verbetering/toepassen metaalmodellen Verbetering partitie-vergelijkingen metalen Verbetering berekening PAF voor andere stoffen Uitbreiding PAF-doelsoorten naar "PAF-natuurdoeltype" Inpassen veldkennis Validatie van toegepaste modellen
10.6 Verder relevant onderzoek, lange termijn	A D D E E	Herzien GVG-kaart Koppeling modellen Meetmethoden Inzicht in stofkringlopen Combinatiestress en -toxiciteit

Module D: Partitievergelijkingen metalen

Voor chroom, nikkel, arseen en kwik moeten partitievergelijkingen bruikbaar gemaakt moeten worden. Voor nikkel en chroom zijn vergelijkingen van Janssen beschikbaar, het AB-DLO werkt momenteel aan vergelijkingen voor arseen en chroom. Op korte termijn kunnen hierbij pragmatische keuzes gemaakt worden. Voor kwik is het waarschijnlijk niet mogelijk om op de korte termijn vergelijkingen op te stellen, omdat dit omgezet kan worden in het zeer giftige methylkwik, en dit zeer moeilijk te voorspellen is.

Voor de gebruikersvriendelijkheid van het systeem zou de berekening van partitie voor de verschillende metalen vertaald moeten worden in de vorm van een figuur of tabellen die makkelijk af te lezen zijn (indien mogelijk op basis van lutum, humus en pH(KCl of H₂O)).

Module D: Vergelijkingen andere stoffen

Bestrijdingsmiddelen en organische microverontreinigingen

Op korte termijn zou op basis van bestaande kennis een tabel opgesteld moeten worden waarin aangegeven wordt bij welke (relatief persistente) organische verontreinigingen de pH, DOC (en organische stof) en redoxpotentiaal van invloed kunnen zijn op mobiliteit en afbraakmogelijkheden.

Fosfaat

Voor fosfaat moet op korte termijn via vuistregels een voorlopige inschatting van fosfaatbeschikbaarheid operationeel gemaakt worden, hoewel hier nog knelpunten aanwezig zijn (zie bijlage 10-3). Doorberekeningen naar PAFs zijn niet mogelijk, aangezien het bij fosfaat niet gaat om een toxische stof. Risico's van fosfaat voor natuurontwikkeling worden dus alleen berekend op basis van kansrijkdom van vegetatie en uitspoeling. Dit is een goed verdedigbare methode, aangezien fosfaat met name effect heeft op planten en waterkwaliteit.

Module E: Berekening PAF voor andere stoffen

De PAF-methode is momenteel uitvoerbaar voor cadmium, koper, lood en zink. Het is mogelijk deze methode binnen een jaar ook voor nikkel en chroom uit te breiden. Voor kwik zal mogelijk een langere tijd nodig zijn.

Momenteel wordt ook gewerkt aan een PAF voor organische stoffen. Op korte termijn zal deze operationeel zijn voor bestrijdingsmiddelen (voor zover er metingen zijn), PAK, PCB, en overige organische stoffen voor zover deze in basisdocumenten behandeld zijn t.a.v. toxiciteit.

Module E: Uitbreiding PAF-doelsoorten

Te zijner tijd kan de PAF-doelsoorten eventueel worden uitgebreid met andere soorten dan vogels en zoogdieren. Dit jaar wordt gewerkt aan een uitbreiding van de methodiek voor planten, reptielen en amfibieën.

Module E: Oppervlakte verontreinigd gebied

Momenteel is gekozen voor een oppervlaktecriterium van groter of kleiner dan 0,5 ha en niet meer dan 10% van het areaal van het natuurdoeltype. Aan de hand van praktijkvoorbeelden en theoretische studies moet gekeken worden of dit een reëel criterium is.

Ook kan een weging van risico's van verontreinigde omringende gebieden toegevoegd worden in verband met verspreiding van verontreiniging.

Module F: Testen risicogrenzen

De 'risicogrenzen' die momenteel in het beoordelingssysteem gebruikt zijn, zouden nog ter discussie gesteld moeten worden en kunnen op basis van test-cases, onderzoek of expert judgement aangepast worden.

Module F: Risicotabel beschikbaarheidsbeïnvloedende omstandigheden

Aan de hand van bestaande kennis moet zowel voor de metalen (Module F II) als voor overige stoffen (Module F IV) een kwalitatieve tabel gemaakt worden die de invloed van veranderende bodemcondities op de mobiliteit van stoffen aangeeft. In beide tabellen kan het voorkomen dat meerdere beschikbaarheids-beïnvloedende factoren van invloed zijn op de mobiliteit van een stof. Per stof zal een kwalitatieve expert-judgement tabel gemaakt moeten worden, waarbij aangegeven wordt of de combinatie van processen die optreedt bij de gewenste natuurontwikkeling leidt tot grotere, kleinere of niet veranderde beschikbaarheid.

Module F: Risicogrenzen overige stoffen

Op korte termijn moet een besluit genomen worden op basis van welke waarden de risicogrenzen voor de 'overige stoffen' gekozen worden (bv. HC50, MTR, of (SW+IW)/2)

Module F: Uitwerking en concretisering aanpak per deelgebied

De Leidraad beoordeelt deelgebieden. Hoe hier in de praktijk mee omgegaan kan worden, moet verder uitgewerkt worden.

10.2 Beleidsaanbevelingen

Bij de in deze paragraaf beschreven items gaat het om acties die belangrijk zijn voor het testen van de betrouwbaarheid van de Leidraad en om acties om aan te sluiten bij in ontwikkeling zijnde beleidsinstrumenten

Aanbeveling voor de korte termijn

Proefgebieden

Voordat de Leidraad operationeel wordt gemaakt, wordt aanbevolen dat hij eerst getest wordt aan de hand van een aantal proefgebieden. Van te voren zullen een aantal criteria voor de proefgebieden vastgesteld worden, zodat gebieden met verschillende omstandigheden/knelpunten beoordeeld worden. Mogelijke criteria zijn:

- * actualiteit en representativiteit van de problematiek,
- * beschikbaarheid van voldoende gegevens.

Zowel de afgevaardigden van de provincies, adviesbureaus als beheersinstanties toonden hun bereidheid geschikte gebieden op te zoeken en te zoeken naar relevante gegevens.

Er bestaat ook behoefte aan een retrospectieve beoordeling, waarbij de beoordeling (op basis van gegevens uit het verleden), wordt vergeleken met de ontstane situatie.

Aanbevelingen voor de (middel)lange termijn:

Aansluiting bij de Natuurplanner en Beslismethodiek Actief bodembeheer

Het is aan te bevelen dat de Leidraad bodembeoordeling op termijn ingepast kan worden in de Natuurplanner (Latour et al, in press). Momenteel wordt in de natuurplanner al gebruik gemaakt van SMART2.1 en op termijn wordt ook een 'ontwikkelingsreeks' module in de natuurplanner ingebouwd, waarbij met behulp van een successietabel de ontwikkeling van het ene natuurdoeltype in het andere, en op de nieuwe abiotische condities gebaseerde kansrijkdom van vegetatie wordt voorspeld. Bij de successietabel wordt onderscheid gemaakt tussen effecten van verschillende vormen van beheer, zoals extensief/intensief maaien of kappen of

niets doen. Het lijkt dat hierbij een goede aansluiting van de Leidraad bodembeoordeling mogelijk is. Ook zou de Leidraad op termijn deel kunnen uitmaken van een beslismethodiek Actief Bodembeheer.

Monitoring

Het zou zinvol zijn wanneer een aantal meetpunten in natuurontwikkelingsgebieden ingevoegd zouden worden aan het huidige Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (RIVM), zodat processen die optreden bij natuurontwikkeling gemonitord worden. Dit kan gebruikt worden voor modelvalidatie. Idealiter zouden deze meetpunten gekoppeld moeten worden aan meetpunten binnen het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) en zouden daar ook bioassays uitgevoerd worden. Het NEM meet momenteel echter geen vergiftigingsparameters. Toevoeging hiervan zou ter discussie gesteld kunnen worden.

Nul-optie

Bij de berekening van toekomstige risico's zou ook 'nul-optie' in het systeem beschikbaar moeten zijn: autonome ontwikkeling bij ongewijzigd gebruik. Hiermee kan het toekomstig risico bij natuurontwikkeling vergeleken worden.

Gebruikersgerichtheid van de Leidraad

Momenteel is de Leidraad gericht op een grote gevarieerde groep van gebruikers. Voor praktisch gebruik zal de Leidraad in een voor de gebruiker handzame vorm omgezet moeten worden.

10.3 Relevant onderzoek op een korte termijn

Module C: Kwalitatieve verzuringsgevoeligheidskaart

Het is mogelijk om via de methode van De Vries et al., [1989] op basis van de bodemkaart en de gedigitaliseerde kaart van de EHS op korte termijn een kaart te maken die aangeven kan welke bodems in de natuur(ontwikkelings)gebieden verzuringsgevoelig of verzuringsongevoelig zijn. Dit is reeds gedaan voor natuurontwikkelings- en reservaatgebieden in het Beerze-Reusel stroomgebied [Ter Meulen et al, 1997]. De meeste gronden zijn matig gevoelig voor verzuring. Deze kaart is beleidsmatig interessant omdat de gebieden waarbij grote of geen kans op verzuringsproblemen is direkt aantoonbaar zijn (Module C).

Module E: Gevoeligheid en accumulatievermogen van vegetatie

Er blijkt weinig bekend te zijn over de gevoeligheid van planten voor bodemcontaminanten en over de verschillen in potentie voor contaminant-accumulatie. De informatie die over deze aspecten beschikbaar is, blijkt buitengewoon fragmentarisch. Wanneer de bestaande kennis systematisch verzameld wordt, is het waarschijnlijk mogelijk hiervoor op korte termijn enkele vuistregels te ontwikkelen.

Module E: Ontwikkelen methodiek voor bepaling herstelbaarheid natuurdoeltype

In het raamwerk van de Leidraad wordt een voorzet gegeven voor de bepaling van herstelbaarheid van natuurdoeltypen. Deze methodiek moet verder uitgewerkt worden. Waarschijnlijk kunnen binnen een jaar enkele vuistregels ontwikkeld worden; een verdere uitwerking vraagt om een langer traject.

10.4 Prioritair aanbevolen onderzoek voor de middellange termijn

Module A: Nieuw toegevoerde belasting

Ten behoeve van (periodiek) overstromende bodems, moet eveneens een schatting van nieuw toegevoerde belasting worden geïncorporeerd. Hierbij zijn onder andere overstromingsfrequentie en -duur van belang, stroomsnelheid van de rivier en de belasting van de rivier [Moonen, 1996]. Naar verwachting zal dit worden opgenomen in het door het RIZA te ontwikkelen beoordelingssysteem voor Uiterwaarden. Hierbij moet worden aangesloten

Module B: Actief bodembeheer

Binnen de scenario's worden inrichtings- beheers- en beleidsmaatregelen beschreven. Ook wordt in de beoordelingsmodule aangegeven dat alternatieve maatregelen risico's kunnen verkleinen. Het is echter van groot belang om te weten wat de effecten en eventuele neveneffecten van de maatregelen op de kansen van ontwikkeling van het natuurdoeltype zijn. Hiervoor zou onderzoek uitgevoerd worden, zowel retrospectief via bestaande natuur(ontwikkelingsprojecten) als bij nu plaatsvindende natuurontwikkelingsprojecten. Zeker de laatste categorie vraagt om langdurige monitoring.

Tevens zou verder onderzoek plaats moeten vinden naar de mogelijkheden voor actief bodembeheer om beschikbaarheid van metalen en organische stoffen te verminderen (zie bijlage 10-1 voor fyto-remediatie en uitmijnen).

Module C: Verbetering schatting toekomstige zuurgraad

Op relatief korte termijn kan de toekomstige zuurgraad berekend worden met behulp van het model SMART2. Dit model biedt als voornaamste voordelen dat het ontwikkeld is voor landgebruiksveranderingen, de strooisellaag wordt als aparte bodemlaag beschreven, er kan onderscheid gemaakt worden voor verschillende grondwaterstanden en inrichtings- en beheersscenario's zijn met dit model beter door te rekenen.

Module C: Peildata

Momenteel is gekozen voor een peildatum 2050. Onderzocht moet worden of dit voor alle situaties een reële optie is, of dat hiervoor een andere keuzes gemaakt moet worden.

Module C: Inbouw redoxpotentiaal

Naast de beoordeling van de verzuring (CI) moet ook de beoordeling van de redoxpotentiaal (CII) operationeel gemaakt moeten worden. Momenteel gebeurt dit via indicatieve vuistregels. Mogelijk zijn op termijn ook een aantal redoxindicatoren te ontwikkelen om voor gevoelige gebieden een uitspraak te doen. In principe zijn hiervoor modellen beschikbaar, maar deze zijn vooral bedoeld voor sedimenten.

Wanneer grondwaterstanden vaak en sterk wisselen, moet gelet worden op het proces van verzuring en de (tijdelijke) verhoging van de gehalten in het poriewater doordat het systeem (steeds) uit evenwicht is. Op de lokaties waar dit zich voordoet zal nader onderzoek moeten worden gedaan. Op termijn kan het project dat gestart bij het RIZA meer duidelijkheid brengen over de verhoogde blootstelling en risico's van de wisselende grondwaterstand. Hierbij moet aangesloten worden.

Module C: Fosfaatuitspoeling

Er zou nader onderzoek plaats moeten vinden naar de mate van fosfaatmobilisatie door omzetting van landbouwgronden in natte natuurgebieden. Er is namelijk nog geen kwantitatieve informatie beschikbaar over de relatie tussen veranderingen in pH en

redoxpotentiaal en de fosfaatbeschikbaarheid, in samenhang met de mobilisatie van Fe uit ijzeroxiden. Zie bijlage 10-3.

Module C: Toetsing aan fosfaatbeschikbaarheid

In SMART/MOVE wordt de kansrijkdom van natuurdoeltypen ten aanzien van nutriënten voornamelijk bepaald op basis van stikstof. Het wordt verwacht dat het op de middellange termijn mogelijk zal zijn om ook de kansrijkdom met betrekking tot fosfaat in SMART/MOVE in te bouwen.

Module D: Partitievergelijkingen andere stoffen

Op termijn zouden voor organische stoffen en fosfaat vergelijkingen ontwikkeld moeten worden, vergelijkbaar met die voor de zware metalen. Bij organische stoffen moet de factor 'afbreekbaarheid' toegevoegd worden en moet een inschatting gemaakt worden van risico's van eventuele toxische afbraakproducten.

Module D: Inbouw redoxpotentiaal

Op termijn zou het effect van de redox op de beschikbaarheid van contaminanten kwantitatief ingeschat moeten kunnen worden. Hiervoor is in 1996 een 5 jaar durend onderzoeksproject gestart op het RIZA dat zich richt op het schatten van risico's bij de inrichting van natte natuurgebieden. Wanneer het RIZA een kwantitatieve inschatting rekenmethode gereed heeft moet deze gekoppeld worden aan het systeem in de Leidraad.

Module E: Berekening PAF voor andere stoffen

Op termijn kan de PAF voor kwik en voor (een groot aantal) organische stof(groepen) ontwikkeld worden.

Module E: Herstelbaarheid van ecosystemen

Op korte termijn kan een methodiek gebaseerd op vuistregels worden ontwikkeld voor de factor herstelbaarheid. Op langere termijn kan deze methode beter ingevuld worden en is het mogelijk om bij (geselecteerde) soorten een weging toe te passen die gebaseerd is op deze herstelbaarheid. Er is echter nog veel onderzoek (m.n. IBN) nodig om dit operationeel te maken. Momenteel is op het IBN een rapport in voorbereiding ten aanzien van een kwetsbaarheidsanalyse van doelsoorten.

Module F: Gevoeligheidsanalyses

Mede gezien de onzekerheden in de modellen is het zinnig om gevoeligheidsanalyses op het systeem toe te gaan passen. Aan de hand van gevoeligheidsanalyses kan bepaald worden welke factoren belangrijk zijn voor de uitkomst van de beoordeling, en welke uiteindelijk nauwelijks een rol spelen. Zo'n gevoeligheidsanalyse van de resultaten kan ook meer inzicht geven in de betrouwbaarheid van de uitkomst. De vraag is in welke omvang dit uitgevoerd kan en moet worden.

10.5 Belangrijk onderzoek op (middel)lange termijn

Module A: Bronnen in de omgeving

Er zal een methode ontwikkeld moeten worden hoe omgegaan moet worden met verontreinigde gebieden/puntbronnen in de directe omgeving van het te beoordelen gebied.

Hierbij moet met name gekeken worden naar verspreidingsgevaar naar het gebied toe en naar eventuele verhoogde blootstelling van soorten die hier ook fourageren.

Extra aandacht kan noodzakelijk zijn bij een kwetsbaar gebied aangrenzend aan het te beoordelen gebied (bv een gebied met weinig bufferend vermogen, een natuurdoeltype met slechte herstelbaarheid of een voedselarm ecosysteem). Wanneer bijvoorbeeld door natuurontwikkeling nutriëntenuitspoeling plaatsvindt, kan een aangrenzende voedselarme beek extra belast worden.

Module B: Functionele soorten en processen

Op dit moment worden natuurdoeltypen beschreven op basis van kenmerken, procesparameters en doelsoorten. De in het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland genoemde procesparameters zijn in veel gevallen niet vertaald naar (functionele) processen of soorten. Het systeem zou verbeteren wanneer tevens beoordeeld wordt op soorten of processen die belangrijk zijn voor het functioneren van het natuurdoeltype (zie bijlage 10-4). Recent is door IBN [Schaminée et al. 1997, in press] in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) uitwerking gegeven aan procesparameters van natuurdoeltypen (abiotische en biotische processen, soorten).

Er zou analoog aan de systematiek die gevolgd is bij het afleiden van procesparameters voor verzuring/verdroging en vermessing een lijst gemaakt moeten worden van voor de natuurdoeltypen belangrijke functionele processen en soorten, waarbij effect van verontreiniging toetsbaar is.

Module C: Verbetering schatting toekomstige zuurgraad

Op de langere termijn moet SMART2 nog uitgebreid worden met 1) de toekomstige hoeveelheid organische stof en DOC en 2) de interne verzuring van gronden nadat het bekalken en bemesten is gestopt. Deze aspecten zijn zeer belangrijk bij veranderend landgebruik en zijn nu nog bij geen van de modellen meegenomen.

Module C: Organische stof en DOC

Bij natuurontwikkeling vindt een ontwikkeling van een nieuw bodemprofiel met bovenop een strooisellaag plaats. Voor de inschatting hoe de kwantiteit en kwaliteit van organische stof zich ontwikkelen over dit bodemprofiel is nog onderzoek nodig. Dit is van o.a. belang voor de herverdeling van de contaminanten bij de nieuw te vormen bodem (zie bijlage 10-4).

Het bovengenoemde verzuringsmodel SMART2 is in principe in staat om veranderingen in het organisch stofgehalte te schatten. Uitbreiding van SMART2 om tevens de verandering in het opgelost organische stofgehalte te schatten zijn in ontwikkeling bij het SC-DLO i.s.m. AB-DLO. Processen die hierbij meegenomen worden zijn o.a. de potentiële vorming van DOC door bladval/wortelsterfte gevolgd door mineralisatie; de omzetting van DOC, en het verspreidingsgedrag van aan DOC-gebonden zware metalen, organische stoffen en fosfaat, arseen, ijzer en aluminium door het bodemprofiel (zie bijlage 10-2). Aanbevolen wordt om de resultaten van dit onderzoeksprogramma op termijn in de Leidraad (module C en D) te incorporeren.

De ontwikkeling van de organische stof in de tijd is ook van belang voor de randvoorwaarden voor vegetatie, aangezien de stikstofbeschikbaarheid tijdens de ontwikkeling van het gewenste natuurdoeltype niet zo hoog moet zijn dat de ontwikkelingsreeks naar het natuurdoeltype toe niet voor kan komen. In de toekomst zou de stikstofontwikkeling als randvoorwaarde vergeleken moeten worden met de stikstoftolerantie van de ecosystemen in de

ontwikkelingsreeksen. Wanneer dit niet zo is, moet gekeken worden of alternatief beheer of inrichting de stikstofbeschikbaarheid kunnen beïnvloeden.

Module D: Verbetering metaalmodellen

Momenteel wordt uitgegaan van een statische benadering, waarbij op basis van het *huidige* gehalte en de *toekomstige* bodemcondities via partitievergelijkingen de concentratie in het poriewater en het organische stof kan worden bepaald. Bij de dynamische benadering kan met behulp van modellen ook de verandering van de gehalten in de tijd kunnen worden geschat (AB, SC, RIVM-modellen: SEKTRAS, SMART-STRESS, SOACAS en METRAS). Dit is zeer wenselijk voor de Leidraad.

De PAF-berekeningen zijn momenteel echter gekoppeld aan partitievergelijkingen; hier zou een aanpassing gemaakt moeten worden.

Module D: Partitie-vergelijkingen andere stoffen

De komende jaren zullen naar verwachting de partitievergelijkingen van zware metalen nog verbeterd worden. Op termijn kan van de verbeterde vergelijkingen gebruik worden gemaakt. Een partitievergelijking voor kwik is nog noodzakelijk.

Module E: Berekening PAF voor andere stoffen

Voor bovenstaande zware metalen de PAF ontwikkeld moeten worden.

Bij de berekening van de PAF voor organische verbindingen is ervan uitgegaan dat met name organische stof van belang is voor de beschikbaarheid van de verbindingen. Dit zal voor de meeste organische verbindingen juist zijn en deze methode kan voorlopig goed gebruikt worden. Er is echter een groot gebrek aan kennis over de invloed van verzuring en redoxpotentiaal op mobiliteit en afbraak van organische verbindingen. Op termijn zou de PAF voor organische verbindingen aan de hand van nieuwe kennis aangepast kunnen worden.

Module E: Uitbreiding PAF-doelsoorten naar "PAF-natuurdoeltype"

Aangezien doelsoorten geen uitspraak doen over het functioneren van het ecosysteem kan deze risicoinschatting uitgebreid worden met bv sleutelprocessen, sleutelsoorten, indicatorsoorten of een uitbreiding van doelsoorten van de gewenste natuurdoeltypen (zie bijlage 10-4). Voor de gekozen doelgroepen moeten data (bv over toxiciteit en doorvergiftiging) verzameld of geëxtrapoleerd worden. Dit kan op termijn worden geïncorporeerd in de PAF-doelsoorten. Op deze manier kunnen de risico's voor individuele doelsoorten en natuurdoeltypen beter worden kan het systeem beter bruikbaar zijn voor locatie-specifieke risico-analyse, als onderdeel van diverse beoordelingssystemen.

Module E: Inpassen veldkennis

Adaptatie aan vervuiling ("Pollution-Induced Community Tolerance") of verschuiving van soorten zou een goede indicator kunnen zijn van toxische effecten. In de praktijk wordt langs een gradiënt slechts op macroscopische schaal gemeten (totaal aantal soorten, totale afbraaksnelheid), en wordt een effect door dit soort adaptatie juist versluierd.

Het zou echter zinvol zijn om dit soort veldgegevens op termijn te kunnen gebruiken binnen het beoordelingssysteem. Idealiter zouden dit soort gegevens gebruikt moeten worden als indicator voor vervuiling - dit zou als nieuwe module aan het systeem toegevoegd kunnen worden. In eerste instantie zouden dit soort gegevens gebruikt kunnen worden om de PAF te valideren.

Module F: Validatie

Voordat het beslissysteem toegepast gaat worden is er ook behoefte aan een validatie van de verschillende gebruikte modellen, aangezien veel gebruikte methoden en modellen nieuw zijn en met name de ecotoxicologische modellen nog niet gevalideerd. Bij de validatie kan o.a. gebruik gemaakt worden van het IBN-rapport (in prep) over veldvalidatie van normstelling bodemkwaliteit voor zink en cadmium.

10.6 Verder relevant onderzoek, lange termijn

Module A: GVG-kaart:

Bij bepaling van de GVG uit de bodemkaart moet men zich realiseren dat deze sterk verouderd is en is een nieuwe GVG-kaart een aanbeveling waard.

Module D: Koppeling modellen

Idealiter zouden de verschillende modellen gekoppeld moeten worden tot een hydrologisch-chemisch-eco(toxico)logisch model. De toepassing van een dergelijk integraal model vereist een idealiter een combinatie en integratie van modellen t.a.v. milieucondities (vocht-houding, zuur en nutriënten, organische stof-modellen) met modellen t.a.v het gedrag van fosfaat en contaminanten in de bodem, en ecologische (bv verspreiding, versnippering, competitie, ontwikkeling ecosystemen) en ecotoxicologische (opname, voedselweb) modellen. Hiervoor zou in vier jaar een redelijk systeem ontwikkeld kunnen zijn (zie Ter Meulen et al, 1996)

Module D: Meetmethoden

Voor het valideren van modellen die transport en biobeschikbaarheid van contaminanten simuleren zijn gegevens omtrent de samenstelling van de bodemoplossing noodzakelijk. In een aantal bodemmeetnetten wordt deze analyse reeds uitgevoerd. Onderzoek is noodzakelijk naar het verbeteren van methoden voor het verkrijgen van bodemvocht en voor de bepaling van contaminantgehalten daarin. Doelstelling is kostenverlaging van methodieken onder kwaliteitshandhaving zodat bodemvochtanalyse een meer geïntegreerd onderdeel kan gaan uitmaken van routine-procedures.

Module E: Inzicht in stofkringlopen

Om een goed inzicht te krijgen in de veranderingen in sleutelprocessen bij veranderd landgebruik is het eveneens noodzakelijk meer inzicht te verkrijgen in de biochemische (stofkringlopen) en biologische gevolgen van veranderd grondgebruik, om op grond hiervan de effectiviteit van te nemen maatregelen te kunnen beoordelen (zie bijlage 10-4).

Module E: Combinatiestress en -toxiciteit

Er is meer inzicht nodig in de combinatiestress van veranderde bodemfactoren en verhoogde blootstelling aan contaminanten (bv pH en Cd); het gaat hier om de interactie en weging van verschillende stressfactoren op ecosystemen (vermesting, verdroging/vernatting, verzuring, en vergiftiging)

Bovendien wordt momenteel nog geen rekening gehouden met combinatietoxiciteit. Op termijn kan besloten worden rekening te houden met combinatietoxiciteit voor stoffen waarvoor expositie-additie is aangetoond en met eventuele verminderde afbraak van organische stoffen door aanwezigheid van andere contaminanten. Dit moet verder uitgezocht worden.

GERAADPLEEGDE LITERATUUR

- Aldenberg T. and W. Slob, 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC data. *Ecotox. Environ. Safety* 25: 48-63.
- Bal D., H.M. Beije, Y.R. Hoogveen, S.R.J. Jansen, & P.J. van der Reest, 1995. *Handboek Natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Berg G.A. van den, en J.P.G. Loch, 1995. Bodemchemisch onderzoek naar het gedrag van metalen en ontkalking bij inundatie van gronden en polders in de Biesbosch. (Flevobericht nr 375). Universiteit Utrecht.
- Berg R. van den, en J. Roels, 1991. Beoordeling risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten (rapportnr 725201007). RIVM, Bilthoven.
- Beurskens J.E.M., 1995. Microbial transformation of chlorinated aromatics in sediments. Proefschrift LU Wageningen.
- Bloom P.R. and D.F. Grigal, 1985. Modelling soil response to acidic deposition in nonsulfate adsorbing soils. *J. Environ. Qual.* 14: 489-495.
- Bockting G.J.M., J.G.M. Koolenbrander en F.A. Swartjes, 1996. SEDISOIL: Model ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems (rapportnr. 715810011). RIVM, Bilthoven
- Breemen N. van, en R. Brinkman 1981. Chemical equilibria and soil formation. In: G.H. Bolt and M.G.M. Bruggenwert (eds.) *Soil chemistry A. Basic elements. Developments in soil science 5A*, Elsevier Scientific Publishing Company.
- Breemen N. van, en R. Brinkman, 1978. Chemical Equilibria and Soil Formation In: Bolt en Bruggenwert (eds.) *SOIL CHEMISTRY, A. Basic Elements*. Elsevier, Amsterdam.
- Breeuwsma A., J.H.M. Wösten, J.J. Vleeshouwer, A.M. Van Slobbe and J.Bouma, 1986. Derivation of land qualities to assess environmental problems from soil surveys. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 186-190.
- Bril J. and L. Postma, 1992. A management model to assess the extent of movement of chemicals through soils. In: G.R.B. ter Meulen, W.M. Stigliani, W.Salomons, E.M. Bridges and I.C. Imesom (Eds), *Chemical time bombs* : 181-194.
- Bril J., 1996. Transfer functions between adsorption constants for heavy metals and soil characteristics. Haren, the Netherlands, DLO Institute for Soil Fertility Research, internal document.
- Brouns J.J.W.M., C. van der Kraan, E. Schuringk, K.W. Smilde, H.J.P.A. Verkaar, 1993. Saneringstechnieken in het landelijke gebied. IBN-rapport 006. IBN-DLO, IB-DLO, Grondmechanica Delft.
- Cappelen P. van & Y. Wang, 1995. STAEDYSED1: A Steadystate Reaction-Transport Model for C, N, S, O and .. in surface sediments. SEAS. Georgia Institute of Technology. Atlanta, Georgia.
- De Wilde P.G.M., J. Keijzer, G.L.J. Janssen, Th. G. Aalbers and C. Zevenbergen, 1992. Beoordeling van gereinigde grond. I. Uitloogkarakteristieken en chemische samenstelling van referentiegronden. Rapportnr. 216402001. National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Denneman C.A.J., en CA.M.van Gestel, 1990. Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C- (toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's (rapportnr 725201001). RIVM, Bilthoven.
- Doelman P. and L. Haanstra, 1983. De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiene VROM. Den Haag, the Netherlands.
- Drecht G. van., L.J.M. Boumans, D. Fraters, H.F.R. Reijnders en W. van Duijvenbouden, 1996. Landelijke beelden van de diffuse metaalbelasting van de bodem en de metaalgehalten in de bovengrond, alsmede de relatie tussen gehalten en belasting (rapportnr. 714801006). RIVM, Bilthoven.
- Drukker B. & N.M. van Straalen, 1993. *Natuurcriteria bestrijdingsmiddelen*. Vakgroep Oecologie en Ecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- EG, 1994. Annex VI van 91/414/EG. Richtlijn 94/43/EG. Nr. L 227/31.
- Elzinga, E.J., B. van den Berg, J.J.M. van Grinsven and F.A. Swartjes, 1996b. Freundlich isothermen voor cadmium, koper en zink als functie van bodemeigenschappen, op basis van een literatuuronderzoek.

Appendices IV, V en VI to draft report 711501001. National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands

Elzinga, E.J., B. van den Berg, J.J.M. van Grinsven en F.A. Swartjes, 1996. Freundlich isothermen voor cadmium, koper en zink als functie van de bodemeigenschappen, op basis van literatuuronderzoek. Rapportnr 711501001. RIVM, Bilthoven.

Ernst W.H.O. 1994. Oeco(toxico)logische risico's van veranderend landgebruik. In: RMNO. Veranderend landgebruik en natuurontwikkeling. Verslag van een studiedag op 21 april 1994 te Ede. RMNO-publicatienr. 101.

Farjon J.M.J., A.H. Prins & J.D. Bulens, 1994. Abiotische kansrijkdom natuurontwikkeling van grote begeleid-natuurlijke eenheden in Nederland. Een landelijke verkenning. SC-DLO rapport 313, IBN-DLO rapport 060, Wageningen.

Groot M.S.M., J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan en P. del Castilho, 1996. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit, Resultaten 1993 (rapportnr. 714801007). RIVM, Bilthoven.

Hoekstra C. en J.N.B. Poelman, 1982. Dichtheid van gronden gemeten aan de meest voorkomende bodemeenheden in Nederland. Wageningen, STIBOKA, Rapport nr. 1582, 47 pp.

Hoop M.A.G.T. van den, 1995. Metal speciation in Dutch soils: field-based partition coefficients for heavy metals at background levels (RIVM-report no 719101013). RIVM, Bilthoven.

Hoop M.A.G.T. van den, 1995b. Literatuurstudie naar achtergrondgehalten van zware metalen en arseen in bodem, sediment oppervlaktewater en grondwater. Report no. 719101019. National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.

Hout K.D. van den (ed.), 1994. The impact of atmospheric deposition of non-acidifying pollutants on the quality of European forest soils and the North Sea, main report of the ESQUAD project. DLO / RIVM/ VROM/ IMW-TNO/ Delft Hydraulics.

Janssen R.P.T., F.A. Swartjes, M.A.G.T. van den Hoop en W.J.G.M. Peijnenburg, 1996. Evaluatie van het evenwichtspartitieconcept voor zware metalen in bodems en sedimenten (rapportnr 719101027). RIVM, Bilthoven.

Kater B.J. en F.O.B. Lefèvre, 1996. Ecotoxicologische risico-analyse in de Westerschelde. De ontwikkeling en toepassing van het model ERASES (RIKZ-96.007). RWS, Rijksinstituut voor Kust en Zee.

Klap J.M., W. de Vries and E.E.J.M. Leeters, 1996. Effects of acid atmospheric deposition on the chemical composition of loess, clay and peat soils under forest in the Netherlands. 1. Actual assessments. DLO Winand Staring Centre, Report 97.1, Wageningen (in press).

Klepper O., in prep. Calculating potentially affected fractions of species for heavy metals and pesticides

Kooijman, S.A.L.M. and J.J.M. Bedaux, 1996. The analysis of Aquatic Toxicity Data. Free University Press, Amsterdam

Kortleven, J., 1963. Kwantitatieve aspecten van humusopbouw en humusafbraak. Verslag Landbouwkundige Onderzoekingen 69.1. PUDOC, Wageningen, 109 pp.

Kros J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour and M. Bollen, 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. DLO Winand Staring Centre, Report 95, Wageningen.

Kros J., J.E. Groenenberg, C. van der Salm, W. de Vries and G.J. Reinds, 1996. Validation and application of soil acidification models at local, national and European scale. A compilation of articles on the models NuCSAM, RESAM and SMART. DLO Winand Staring Centre, Report 98, Wageningen.

Lagas P. en M.S.M. Groot (eds.) 1996. Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden (rapportnr 714801003). RIVM, Bilthoven.

Latour J.B. & R. Reiling, 1991. On the move: concept voor een nationaal effecten model voor de vegetatie (MOVE) (rapportnr 711901003) RIVM, Bilthoven.

Latour J.B., I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz (in press.) De Natuurplanner. Decision Support Systeem natuur en milieu, versie 1.0.

- Latour J.B., R. Reiling & J. Wiertz, 1993. MOVE, a multiple stress model for vegetation. In: The use of hydro-ecological models in the Netherlands; Proceedings of the technical meeting held in Ede, The Netherlands, 25 May, 1993. Proceedings and Information CHO-TNO, no 47, 1993.
- Lee S.Z., H.E. Allen, C.P. Huang, D.L. Sparks and P.F. Sanders, 1996. Predicting soil-water partition coefficients for cadmium. *Env. Sci. Technol.* 30(12): 3418-3424.
- Lexmond Th. M. and Th. Edelman (1992) Huidige achtergrondwaarden van het gehalte aan een aantal zware metalen en arseen in de grond. *Handboek Bodembescherming*. D4110: 1-34. Den Haag, The Netherlands.
- LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1993. Structuurschema Groene Ruimte. Deel 3. Kabinetsstandpunt.
- LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990. Natuurbeleidsplan, Regeringsbeslissing, Tweede kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs 2-3
- LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1994. Bosbeleidsplan, regeringsbeslissing.
- LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1995a. Ecosystemen in Nederland. LNV-directie Natuurbeheer, Den Haag.
- LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1995b. Natuurgericht milieubeleid. LNV-directie Natuurbeheer, Den Haag.
- Luttik R.; Traas, T.P.; Mensink, H. (1997). RIVM report, In prep.
- McGroddy, S.E. and J.W. Farrington, 1995. Sediment water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in three cores from Boston Harbor, Massachusetts. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1542-1550.
- Meulen G.R.B. ter, Th. P. Traas, H. Kros, J. Bril, H. Baveco, H. Siepel & J. Faber, 1997. Het gedrag van zware metalen en nutriënten bij natuurontwikkeling in het Beerze-Reusel stroomgebied, een probleemverkenning. RIVM-DLO, rapportnr 711401002 (in voorbereiding), Bilthoven.
- Meulen-Smidt G.R.B. ter, W. de Vries, J. Bril & W. Ma, 1996. Programmeringsstudie Veranderend Landgebruik. Gedrag van geaccumuleerde stoffen in verband met veranderingen in landgebruik en herstelbaarheid van ecosystemen. RIVM-DLO, rapportnr. 711401001, Bilthoven.
- Moet D., 1995. Bouwen op verontreinigde grond, een gebruiksspecifieke benadering. VNG, Den Haag.
- Moonen M.F. 1996. Geen Grond voor Groen. Bodembeoordeling: de potentie van een (verontreinigde) bodem voor natuurontwikkeling. Stageverslag. Rapportnr R2410122 Tauw Milieu, Verslagen Milieukunde nr 125, vakgroep milieukunde KUN.
- Peijnenburg, W.J.G.M., 1996. Een conceptuele basis voor het omgaan met risicogrenzen en achtergrondgehalten bij het afleiden van milieukwaliteitsdoelstellingen. Report no. 719101018. National Inst. Publ. Health Environment. Bilthoven, The Netherlands.
- Pijper I., 1996. Testcase voor een bodembeoordelingssysteem voor de aankoop van landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling. Stageverslag, RIVM, Bilthoven.
- Posthuma L., T. Aldenberg, R. Luttik, T.P. Traas, M.A. Vaal, A. Willemsen, 1995. Methoden voor de extrapolatie van toxiciteitsgegevens uit laboratorium-studies naar doel- of aandachtsoorten (rapportnr 719102047). RIVM, Bilthoven.
- Pynenburg J., et al. 1996. Beoordeling Milieukwaliteit van de bodem in het landelijk gebied. Landinrichting, augustus 1996, pag 10-13.
- Reijerink J.G.A. & A. Breeuwsma, 1992. Ruimtelijk beeld van de fosfaatverzadiging in mestoverschotgebieden. Wateningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 222.
- Reinds G.J., J. Bril, W. de Vries, J.E. Groenbergen & A. Breeuwsma, 1995. Critical and present loads of cadmium, copper and lead for European forest soils. Report 96 DLO Winand Staring Centre for Integrated Land Soil and Water Research, The Netherlands.
- Römkens P.F. and W. de Vries, 1995. Acidification and metal mobilization: effects of land use changes on Cd mobility. In G.J. Heij and J.W. Erisman (Eds.): *Studies in Environmental Science* 64. Elsevier Scientific Publishers: 367-380.

- RWS/Provincie Gelderland, 1990. Voorlopig protocol Zorgplicht in de Gelderse Uiterwaarden: onderzoeksstrategie. Arnhem.
- Salomons W. and W.M. Stigliani (Eds.) 1995. Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments. Risk assessment of delayed and non-linear responses. Springer-Verlag, Berlin.
- Schoumans O.F., R.W. de Waal en A. Breeuwsma, 1988. Risicogebieden voor fosfaatuitspoeling in Zuid-Holland. Bodemchemisch onderzoek naar de invloed van fosfaatbemesting en -binding in landbouwgronden. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering, Rapport 2062, 84pp.
- Schutter M.A.A. en F.A.A.M. de Leeuw, 1991. Zure depositie in Nederland: Scenario resultaten voor 1994 en 2000. Bilthoven, RIVM rapportnr 222101008, 26 pp.
- Sluijs P. van der, 1993. Grondwatertrappen. In: W.P. Locher en H. de Bakker, Bodemkunde van Nederland deel 1. Malmberg, Den Bosch.
- Staatsbosbeheer, Afdeling Terreinbeheer en Bedrijfsvoering, 1994. Vrijheid in gebondenheid, Beschrijving van de doelen ten behoeve van de planning van het beheer bij Staatsbosbeheer (concept). Zeist.
- Straalen N.M. van 1992. Ecologische receptoren voor milieugevaarlijke stoffen. Inaugurale rede. VU uitgeverij, Amsterdam.
- Tiktak A., R.A. Alkemade, J.J.M. van Grinsven and G.B. Makaske. Modelling cadmium accumulation at a regional scale in the Netherlands. Accepted to: Nutrient Cycling in Agroecosystems.
- Traas in prep. RIVM, Bilthoven.
- Traas, T.P.; Luttik, R.; Jongbloed, R.H. (1996). A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators. I: Model description and uncertainty analysis. *Ecotox. Environ. Saf.* 34: 264-278.
- Van de Meent (pers comm). RIVM, Bilthoven.
- Verkleij J.A.C. en H. Schat, 1996. Fytoremediatie "in situ": een veelbelovende techniek om verontreinigde bodems te saneren. *Bodem* 6, no. 4.
- Verkleij J.A.C. & W.H.O. Ernst, 1991. Milieugevaarlijke stoffen en de effecten op hogere planten. In: Hekstra G.P. & F.J.M. van Linden. Flora en fauna chemisch onder druk. Pudoc, Wageningen.
- Vissenberg H.A. en J.J.M. van Grinsven. 1995. Een eenvoudige rekenmethode voor de schatting van bodemaccumulatie en maximaal toelaatbare bodembelasting van zware metalen en organische stoffen (SOACAS). (RIVM-rapportnr. 715501006) Bilthoven.
- Vitousek P.M. and J.M. Melillo, 1979. Nitrate losses from disturbed forests: patterns and mechanisms. *Forest Sci.* 25 (4): 605-619.
- Vries W. de and D.J. Bakker, 1996. Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre, Report 114, Wageningen.
- Vries W. de and E.E.J.M. Leeters, 1996. Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands. Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution. DLO Winand Staring Centre, Report 69.1, Wageningen.
- Vries W. de, 1991. Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and the impact of abatement strategies on forest soils. DLO Winand Staring Centre, Report 46, Wageningen.
- Vries W. de, 1993. Average critical loads for nitrogen and sulphur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution* 68: 399-434.
- Vries W. de, A. Breeuwsma en F. de Vries, 1989a. Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring. Staring Centrum, Rapport 29, Wageningen.
- Vries W. de, M. Posch and J. Kämäri, 1989b. Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water Air And Soil Pollution* 48: 349-390.
- Vries, F. de. 1994b. Een fysisch-chemische karakterisering van de bodemeenheden van de bodemkaart van Nederland, schaal 1:50.000, met onderscheid naar grondgebruik. DLO- Staring Centrum, Wageningen.

Vries, W. de, 1996. Critical loads for acidity and nitrogen for Dutch forests on a 1km x 1km grid. . DLO Winand Staring Centre, Report 113, Wageningen

Vries, W. de, 1994a. Effecten van landgebruiksveranderingen op de mobilisatie van cadmium uit landbouwgronden. DLO-Staring Centrum, Interne notitie, Wageningen.

Vries, W. de, 1994c. Soil response to acid deposition at different regional scales. Thesis, Wageningen Agricultural University.

VROM, Ministerie van. Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming, Tweede fase. Den Haag, 1994.

VROM/Financiën, 1994. Gedragsrichtlijnen inzake bodemverontreiniging in staatseigendommen. Den Haag.

Wallenburg C. van, 1988. De dichtheid van moerige gronden. Wageningen, Stichting voor Bodemkartering. Intern rapport, 5 pp.

WOORDENLIJST

Actief bodembeheer	begrip met een brede dekking, door de werkgroep Welschen omschreven als: 'het totaal aan activiteiten in een gebied gericht op het adequaat en efficiënt omgaan met structureel aanwezige bodem-verontreiniging en de gevolgen hiervan'. In dit rapport is dit toegespitst op maatregelen, waardoor de kans op blootstelling van organismen aan bodemverontreinigingen verminderd wordt.
adsorptiecomplex	geheel aan adsorberende oppervlakken in de bodem
aerob	in aanwezigheid van zuurstof
Al-oxalaat (gehalte)	hoeveelheid 'vrij' aluminium in de bodem, bepaald met een oxalaat-extractie
aluminium(hydr)oxiden	onderdeel van o.m. kleideeltjes, maar ook als Al(OH) ₃ ; ze kunnen bindingsplaatsen vormen voor verschillende bodemcontaminanten. Bij verzuring lost de snel oplosbare voorraad aluminium(hydr)oxiden op. Dit levert een geringere adsorptiecapaciteit voor bv fosfaat en metalen.
anaerob	afwezigheid van zuurstof
atmosferische depositie	belasting van de bodem (en water) met stoffen vanuit de lucht
AVS	Acid Volatile Sulfate; het AVS-gehalte is een maat voor het sulfide-gehalte van sediment (of bodem); wanneer de verhouding SEM:AVS groter is dan 1, kunnen toxische effecten in sedimenten worden waargenomen
beheersmaatregelen	maatregelen die gedurende langere tijd in een natuurgebied worden uitgevoerd om te zorgen voor de levensomstandigheden voor soorten
betrouwbaarheidsinterval	range rond het gemiddelde, waarvan met een bepaalde zekerheid kan worden gesteld dat de werkelijke waarde er tussen ligt
bodemeenheid	gronden met overeenkomstige kenmerken en eigenschappen worden als een eenheid beschouwd. Deze eenheden kunnen door middel van een code afgelezen worden uit bodemkaarten (bv. 1:50.000 of meer gedetailleerd).
bodemfase	onderdelen van de bodem: vaste bestanddelen, poriewater en bodemlucht
C/N-verhouding	verhouding tussen het koolstof- en stikstof-gehalte van de bodem. Dit is een maat voor de beschikbaarheid van stikstof in de bodem
Cd	cadmium
Cr	chrom
Cu	koper
DOC	Dissolved Organic Carbon; dit zijn organische moleculen in de bodemoplossing; zware metalen of bestrijdingsmiddelen kunnen mobiel worden wanneer ze hieraan binden.
doelsoort	soorten aan de hand waarvan de natuurdoeltypen zijn beschreven
herstelbaarheid ecosystemen	mate van 'incasseringsvermogen' van een ecosysteem, parameters hiervoor zijn voedselspecialisme, voortplantingsstrategie, genetische variatie en eisen aan de territoriumgrootte van soorten binnen dat systeem
EHS	Ecologische Hoofd Structuur van Nederland
empirisch	op basis van experimenten bepaald
GVG	Gemiddelde Voorjaars Grondwaterstand; dit kan worden afgeleid van de gemiddeld laagste en de gemiddeld hoogste grondwaterstand; een hoge GVG kan gevolgen hebben voor de redoxpotentiaal in de bodem.
HC ₅	gehalte van stoffen in de bodem waarbij op basis van extrapolatie van toxiciteits-experimenten bij 5% van alle soorten nadelige effecten mogelijk zijn. Uitgaande van een normale verdeling van de NOECs voor organismen, is 5% van de soorten onbeschermd
HC ₅₀	gehalte in de bodem waarbij op basis van extrapolatie van toxiciteits-experimenten bij 50% van alle organismen een nadelig effect mogelijk is
Hg	kwik
ijzer- en mangaan(hydr)oxiden	kunnen gehecht zijn aan kleiplaatjes en bindingsplaatsen vormen voor verschillende bodemcontaminanten. Reductie (lagere redoxpotentiaal) leidt tot

	het oplossen van ijzer- en mangaanoxiden en leidt tot een grotere mobiliteit van zware metalen en fosfaat
inrichtingsmaatregelen	maatregelen die éénmalig worden uitgevoerd om een betere/geschikte uitgangssituatie te creëren voor (de gewenste) natuurontwikkeling
interventiewaarde	gehalte in bodem of concentratie in grondwater waarbij sprake is van ernstige of dreigende vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, dier of plant heeft. In het kader van de Wet bodembescherming wordt hieraan getoetst
ionsterkte	maat voor de hoeveelheid opgeloste zouten in het poriewater
Kd-waarde	zie partitie-coëfficiënt
kritische zuurbelasting	de belasting met zwavel en stikstof, waarbij de basenvoorraad van de bodem (net) niet wordt aangetast
LBL	Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden van het Ministerie van LNV, sinds maart 1997 Dienst Landelijk Gebied (DLG)
lutum	klei; het kleigehalte is de bodemfractie kleiner dan 2 µm en
Monte Carlo simulatie	methode om het effect te bepalen van variatie van (een groot aantal) invoergegevens op de spreiding van de eindresultaten van een (model)berekening
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico; gehalte van een stof in de bodem die gedefinieerd is als het gehalte gelijk aan de HC5
natuurdoeltype	streefbeelden voor de natuur met een combinatie van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijk schaal
Ni	nikkel
NOEC	No Observed Effect Concentration; concentratie van een stof waarbij tijdens laboratorium experimenten nog net geen nadelige effecten zijn waargenomen voor een organisme
organische-stofgehalte	het percentage humus in de bodem, het bestaat uit meer of minder afgebroken (resten van) planten en dieren
PAF (algemeen)	Potentieel Aangetaste Fractie van organismen. Dit wordt bepaald voor een bepaalde lokatie op basis van laboratorium experimenten in combinatie met de geschatte beschikbaarheid van stoffen op die lokatie.
PAF-doelsoorten partitie-coëfficiënt	Potentieel Aangetaste Fractie van de doelsoorten van een natuurdoeltype. tevens Kd-waarde, verhouding tussen het (metaal)gehalte in de vaste fase en de totaal-concentratie (van het metaal) in het poriewater (zowel vrije als gecomplexeerde metalen)
Pb	lood
pH	zuurgraad van de bodem; deze wordt onder meer bepaald door het bodemtype (zand, klei, organische stof) en (daarmee samenhangend) hoeveel basische stoffen in de bodem zitten. Dit bepaalt mede hoeveel zuur een bodem kan ontvangen zonder dat de zuurgraad sterk daalt (buffercapaciteit)
redoxpotentiaal	maat voor het reducerend vermogen van de bodem; deze is afhankelijk van de aan- en afwezigheid van oxidatoren en reductoren; hoge redoxpotentiaal = veel zuurstof; lage redoxpotentiaal = zuurstofarm/zuurstofloos
RIZA scenario	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling in deze studie: toekomstige situatie als combinatie van natuurdoeltype met eventueel inrichtings- en beheersmaatregelen en beleidsmaatregelen.
SEM	Simultaneously Extracted Metals; zware metalengehalten welke samen worden gemeten met het AVS (sulfide-gehalte sediment of bodem); de verhouding SEM/AVS zegt iets over de beschikbaarheid van metalen
streefwaarde	waarde die per stof het kwaliteitsniveau aangeeft waarop de functionele eigenschappen van de bodem zijn veiliggesteld
Wbb	Wet bodembescherming
Zn	zink

BIJLAGEN

Bijlage 2-1 OVERZICHT NORMSTELLING BODEM EN GRONDWATER**Normen voor bodem (gecorrigeerd voor lutum en humus in mg/kg d.s.) en grondwater (in ug/l)**

STOF	Normen voor bodem (gecorrigeerd voor lutum en humus in mg/kg d.s.)					Normen voor grondwater (in ug/l)					
	streefsw. std-bodem	interventiew. std-bodem	MTR bodem	HC50	LAC-sig-naalwaarden (mede afh. van gebruik)	grens- waarde	toetsings- waarde	signalerings- waarde	streefsw. grondwater	interventiew. grondwater	
	H=10, L=25	H=10, L=25	H=10, L=25	H=10, L=25	zand/leem klei/veen	H=10, L=25	H=10, L=25	H=10, L=25	(ug/l)	(ug/l)	
Arseen	29	55	7.1	40	30	30/50	55	55	150	10	60
Cadmium	0.8	12	0.17	12	0.5/2.0/5	1.0/3.0	2	7.5	30	0.4	6
Chroom	100	380	2.4	230	200	300	380	380	1000	1	30
Koper	36	190	3.5	190	30/50	30/80/200	35	90	400	15	75
Nikkel	35	210	2.6	210	15	50/70	35	45	200	15	75
Lood	85	530	22	290	100/150/500	150/200	530	530	1000	15	75
Zink	140	720	0.7	720	100/200	350	480	720	2500	65	800
Kwik	0.3	10	0.2	10	2	2	0.5	1.6	15	0.05	0.3
PAK (som 10; *som 6)	1	40		40			*0.6	*4.5	*17		
naftaleen	0.015		1.3	40						0.1	70
anthraceen	0.05		5.2	40			0.05	0.8	3	0.02	5
fenantreen	0.045		4.6	40			0.05	0.8	3	0.02	5
fluorantreen	0.015		1.6	40			0.3	2	7	0.005	1
benzo[a]antracëen	0.02		2	40			0.05	0.8	3	0.002	0.5
chryseen	0.02		2	40			0.05	0.8	3	0.002	0.05
benzo[k]fluorantheen	0.025		2.5	40			0.2	0.8	3	0.001	0.05
benzo[a]pyreen	0.025		2.5	40			0.05	0.8	3	0.001	0.05
benzo[ghi]peryleen	0.02		2	40			0.05	0.8	3	0.0002	0.05
indeno[123cd]pyreen	0.025		2.5	40			0.05	0.8	3	0.0004	0.05
pyreen				40			0.05	0.8	3		
benzeen	0.05 (d)	1		25						0.2	30
ethylbenzeen	0.05 (d)	50		-						0.2	150
tolueen	0.05 (d)	130		130						0.2	1000
xyleen	0.05 (d)	25		-						0.2	70
fenol(en)	0.05 (d)	40		40						0.2	2000
olie (produkten)	50	5000		-			1000	3000	5000	50	600
ftalaten (som 9)	0.1	60		60						0.5	5
1,2 dichloorethaan	d	4		60						0.01 (d)	400
dichloormethaan	d	20		60						0.01 (d)	1000
dichlooretheen	d	50		-						d	1300
1,1,1,-trichloorethaan	0.001	50		72						-	550
trichlooretheen	0.001	60		-						0.01 (d)	500
trichloormethaan	0.001	10		60						0.01 (d)	400
tetrachloorethaan	0.001	50		-						-	-
tetrachloormethaan	0.001	1		60						0.01 (d)	10
tetrachlooretheen	0.01	4		60						0.01 (d)	40
vinylchloride	-	0.1		60						-	0.7
chloorbenzenen (6)	individueel	30		30			individueel	individueel	individueel	indiv. 0.01	individueel
chloorfenolen (5)	individueel	10	0.17(pcp)	10			individueel	individueel	individueel	individueel	individueel
dioxinen	-	-		-						-	-
PCB's	0.02	1	0.17	1			individueel	0.2	0.4	0.01 (d)	0.01
(som 6; HC50:som 7)											

(d) = detectiegrens

MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico

Klasseindeling waterbodems

norm	klasse
≤< streefwaarde	0
≤< grenswaarde	1
≤< toetsingswaarde	2
≤< interventiewaarde	3
> interventiewaarde	4

bronnen:

[Wet Bodembescherming, Staatsblad nr 374, mei 1994];

[Ministerie van VROM. Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming, Tweede fase. Den Haag, december 1994]

[Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (notitie). Tweede Kamer vergaderjaar 1990-1991, 21990, nr1].

[Meent, D. van de, T. Aldenberg e.a. Streven naar waarden, Achtergrondstudie t.b.v. de nota milieukwaliteitsnormering water en bodem. RIVM, Bilthoven, 1990.]

[vd Berg en Roels 1991. Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten (rapportnr. 725201007)

[Ministerie van V&W. Evaluatienota Water, 1994]

[LNV. Landbouwdviescommissie milieukritische stoffen. LAC-sig-naal waarden. Den Haag, 1991.]

Bijlage 3-1 Ranges van gehalten in landbouwgrond (als fractie van streefwaarde)**bodemgehalten op basis van project "Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden [Lagas en Groot, 1996]****vet = groter dan streefwaarde**

	bouwland zeeklei		bouwland zand		grasland zand en de		grasland klei		grasland veen		grasland leem		bollen/mais zand		fruit klei	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
cadmium	0.1	1.0	0.2	0.6	0.2	0.6	0.1	1.0	0.2	1.0	1.0	1.5				
chromium	0.3	0.5	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	0.5	0.2	0.5	0.3	0.6				
koper	0.3	0.9	0.3	0.8	0.3	1.1	0.3	1.0	0.3	1.4	0.5	0.5				
nikkel	0.4	0.8	0.05	0.3	0.1	0.5	0.4	0.8	0.2	0.8	0.6	0.6				
lood	0.25	0.45	0.2	0.6	0.2	0.9	0.3	0.9	0.3	2	0.4	0.9				
zink	0.4	0.9	0.3	0.8	0.4	0.9	0.5	1.5	0.5	1.7	1.3	2.5				
kwik	0.15	0.5	0.1	0.4	0.2	0.9	0.2	1.0	0.4	3	0.3	0.3				
arsen	0.45	0.7	0.05	0.2	0.1	0.6	0.3	1.0	0.2	0.5	0.3	0.4				
PAK																
naftaleen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
antraceen	0	0.4	0.1	0.3	0.03	0.8	0.02	1.5	2	13	-	0.22	0.1	0.7	-	0.8
fenantreen	0.8	2.5	0.8	1.8	0.4	4	0.25	9.3	0.3	2.3	-	1.9	1.6	3.5	-	11
fluoranteen	4	16	4	11	2	17	1	28	2	13	-	13	7	20	-	48
benzo(a)antraceen	1.5	5	1.5	4	0.5	5.5	0.4	6.5	0.4	4.5	-	4.5	1.5	6	-	14
chryseen	2	5.5	2	4	0.9	6	0.6	6	0.6	5	-	5	2	7	-	16
benzo(k)fluoranteen	0	1.8	0.6	1.3	0.2	2.1	0.2	2.3	0.2	1.8	-	1.9	0.8	2.1	-	5.4
benzo(a)pyreen	0	3.5	0.5	2.3	0	4.1	0.3	5.2	0.3	3.4	-	3.3	1.2	3.8	-	8
benzo(ghi)perylene	2	6	2	3.5	0.9	10	0.5	6.5	0.5	5	-	5.5	2	5	-	9.5
indeno(123cd)pyreen	0	3.5	1.2	2.4	0.6	3.3	0.4	4.6	0.4	3.9	-	3.6	1.4	4.2	-	7
PCB 52 t/m 180	0.13	0.73	<0.05	0.5	<0.04	0.33	0.04	1.23	0.02	0.39	0.07	0.21	0.1	4.07	0.18	0.61
lindaan	20	120	25	150	5	60	3	30	3	8	-	25	20	125	-	20
triazines	detectie= 10ug/kg veel gehalten waarschijnlijk boven streefwaarde (gemeten 462 tot 1290 *sw)															

Metaalgehalten in de bovengrond, naar [Drecht e.a., 1996]

gemiddelde gehalte; alle bodemgebruik samengevoegd (verhouding gehalte/streefwaarde)

metaal	zand	klei	loss	dalg	veen	alles
cadmium	0.53	0.67	1.35	0.39	0.66	0.62
chromium	0.39	0.74	0.82	0.36	0.69	0.62
koper	0.60	0.64	0.50	0.83	0.88	0.66
nikkel	0.29	0.69	0.45	0.20	0.78	0.56
lood	0.35	0.43	0.45	0.56	0.99	0.45
zink	0.53	0.73	0.89	0.41	0.77	0.63
kwik	0.85	0.45	0.48	0.49	0.83	0.61
arsen	0.32	0.61	0.51	0.11	0.35	0.47

er is onderscheid gemaakt naar het volgende bodemgebruik:

-landbouw-gras

-bouwland -akkerbouw

-mais

-tuinbouw

-bos/natuur

Het aantal monsters verschilt sterk per combinatie bodemgebruik en grondsoort in de rapportage is tevens informatie over de spreiding en de betrouwbaarheid opgenomen.

Bronnen:

Drecht, G. van, L.J.M. Boumans, D Fraters, H.F.R. Reijnders en W. van Duijvenboden, 1996. Landelijke beelden van de diffuse metaalbelasting van de bodem en de metaalgehalten in de bovengrond, alsmede relatie tussen gehalten en belasting (rapportnr 714801006). RIVM, Bilthoven

Lagas, P. en M.S.M. Groot, 1996. Bodemkwaliteitskartering van de Nederlandse landbouwgronden (rapportnr. 714801003) RIVM, Bilthoven.

Bijlage 4-1 Natuurdoeltypen per fysisch geografische regio												
bron: LNV, Ecosystemen in Nederland, 1995; Bal, Handboek natuurdoeltypen in Nederland, 1995												
LNV, SBB. Vrijheid in gebondenheid, beschrijving van de planning van het beheer bij SBB, april 1994												
voor IKC-natuurbeheer prioritair ndt's staan vet												
	Heuvelland	Hoger Zandgronden	Rivierengebied	Laagveengebied	Zeekleigebied	Duinen	Afgesloten zeearmen	Getijdengebied	Noordzee	Doeltype SBB grondwaterstand (GVG) 1. hoog: <20 cm -mv 2. middel 20-90 cm -mv 3. laag >90cm -mv	opmerkingen	
heuvelland-natuurboslandschap	1.1									1	hoog-laag	
zand-natuurboslandschap		1.1								1	hoog-laag	
hoogveenlandschap		1.2								1	hoog/middel	
veenmoeras-natuurboslandschap				1.1						1	hoog/middel	
(gedempt)-dynamisch duinlandschap					1/2.1					1	hoog-laag	
boslandschap van helling en plateau	2.1									2	middel/laag	
boslandschap van bron en beek	2.2	2.3								2	hoog	
boslandschap op arme/lemige zandgr		2.1								2	laag	
zandverstuivingslandschap		2.2								2	laag	
rivierboslandschap....			2.1/2							2	middel/laag	inundatie
veenoermoeraslandschap				2.1						2	hoog/middel	
veenboslandschap				2.2						2	middel/laag	
laagveenmoeras				2.3	2.3					2	hoog	
klei-oermoeras					2.1					2	hoog/middel	inundatie
kleiboslandschap					2.2					2	middel/laag	
~beek	3.1	3.1				3.1				11	opp.water	
zoet watergemeenschap	3.2	3.2		3.1	3.1					11	opp.water	
brak watergemeenschap				3.2	3.2					11	opp.water	
zoute en brakke ruigte en grasland					3.3					9	1,2	
rietland en ruigte	3.3	3.3	3.3	3.3	3.4	3.4				7	1,2	
kalkgrasland	3.4									9	3	
droog (loss)grasland	3.5	3.5								9	3	Gt V, VI, VII
bloemrijkgrasland	3.6	3.6		3.5	3.6	3.6				9	2,3	
vochtig schraalgrasland	3.7	3.7								10	1,2	Gt II/III
nat schraalgrasland			3.4	3.4	3.5	3.5				10	1,2	Gt I/II/III
stroomdalgrasland			3.5							9	3	
struweel, mantel en zoombegroeiing	3.8	3.11	3.7	3.7	3.8	3.10			6	12	2,3	
hakhout (en griend)	3.9	3.12	3.8	3.8	3.9	3.11				4	(1), 2	
bosgemeenschappen helling en plateau	3.10									3	2	
bosgemeenschappen bron en beek	3.11	3.15								3	1,2	
bosgemeenschappen van (arme) zandgrond		3.13	3.9							3	2	
bosgemeenschappen van leemgrond		3.14								3	2	
bosgemeenschappen van hoogveen		3.16								3	2	
bosgemeenschappen van rivierklei			3.10							3	2	
bosgemeenschappen van voedselrijk veen				3.9						3	1,2	
bosgemeenschappen van voedselarm veen				3.10						3	1,2	
bosgemeenschappen van zeeklei					3.10					3	2	
bosgemeenschappen van veen op zeeklei					3.11					3	2	
bosgemeenschappen van kalkarm duin						3.12				3	2	
bosgemeenschappen van kalkrijk duin						3.13				3	2	
bosgemeenschappen van de duinzoom						3.14				3	2	
middenbos	3.12	3.17	3.11		3.12	3.15				4	2	
boombos		3.18								4	2	
park-stinzenbos		3.19	3.12		3.13	3.16				4	2	
ven		3.4								11	opp. water	
open zand		3.8								6	3	
droge heide		3.9								6	2,3	
vochtige heide en levend hoogveen		3.10								5	1,2	
veenheide				3.6	3.7					5	1,2	
rivier en nevengeul			3.1							11	opp. water	
plas en geleerde strang			3.2							11	opp. water	
rivierduin en slik			3.6							12	3	inundatie
duinmeer						3.2				11	opp. water	
slufter en groen strand						3.3				2	1,2	
droog duinlandschap en open duin						3.7				6	2,3	
droge duinheide						3.8				6	2	
natte/vochtige voedselarme duinvallei						3.9				5	1,2	
akker	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1	4.1				16	2	
grasland	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.2	4.1			15	2	
inheemse boscultuur	4b.3	4b.3	4b.4	4b.4	4b.4	4b.3	4b.3			13		
boscultuur met uitheemse soorten	4b.4	4b.4	4b.5	4b.5	4b.5	4b.4	4b.4			13		
rietcultuur			4b.3	4b.3	4b.3		4b.2			14		

Doeltypen volgens staatsbosbeheer

1 nagenoeg natuurlijk	kwelders	1.1
2 begeleid natuurlijk	grote stuifzanden	2.1
	kwelders en slikken, beweid	2.2
	klei-oermoeras	2.3
	afgesloten zoete zeearmen	2.4
3 bosgemeenschap	dennebos op voedselarm zand	3.1
	broekbossen op zure venen	3.2
	loofbossen op arme zandgronden	3.3
	loofbossen op lemige zandgronden	3.4
	loofbossen op kalkrijke duinen	3.5
	loofbossen op lemen en kalkrijke zandgronden	3.6
	loofbossen op kalkrijke bodems	3.7
	ooi- en polderbossen	3.8
	beekbegeleidende bossen	3.9
	bossen van het laagveen	3.10
4 bosvervangingsgemeenschap	hakhout	4.1
	grienden	4.2
	middenbos	4.3
	park- en stinzebos	4.4
	bosaccent met exoten	4.5
5 natte heide, hoogveen en natte duinvalleien	natte duinvalleien	5.1
	hoogveen	5.2
	veenheide met verlandde vennen	5.3
	natte heide, met kleine vennen	5.4
6 droge heide en duinen	open duin	6.1
	duinstruweel	6.2
	droge, open heide	6.3
	kleine stuifzanden	6.4
	heide met struweel en bos	6.5
	structuurarme heide	6.6
7 verlandingsvegetaties		7.1
8 moerashooiland	veenmosrietlanden en trilvenen	8.1
	natte schraallanden	8.2
9 bloemrijkgrasland en droog schraalgrasland	glanshaver hooiland	9.1
	kamgrasweiden en zilverschoongraslanden	9.2
	kalkgraslanden	9.3
	binnendijkse zilte graslanden	9.4
	droge schraalgraslanden	9.5
10 vochtig schraalgrasland		10.1
11 open water met funtie natuur		11
12 kleinschalig (begeleid) natuurlijke eenheid		12
13 multifunctioneel bos		13
14 rietland		14
15 weidevogelgrasland		15
16 akker		16
17 open water multifunctioneel		17
18 landschapselementen met natuurfunctie		18
19 korte vegetaties		19
20 overige landschappelijke elementen		20

Relatie tussen Gt en GVG (in cm) op basis van handboek grondwaterbeheer natuur, bos en landschap [Beusekom, 1990]

Gt	GHG (cm)		GLG (cm)		GVG1		MHW	MLW	GVG2/MSW	GHG gem	GLG gem	GVG3 gem
	min	max	min	max	min	max						
I	0	25	0	50	5	35	-5	38	8	-5	38	8
II	0	40	50	80	15	53	7	66	24	7	66	24
II*										32	67	45
II*, III, III*, V, V*							24	118	48			
III	0	40	80	120	21	61				17	103	39
III*										32	102	51
IV	0	80	80	120	21	93				56	104	72
IV, VI							60	143	82			
V	0	40	120	120	29	61				17	135	45
V*										32	142	59
VI	40	80	120	180	61	105				61	155	85
VII	80	140	120	180	93	153				101	190	125
VII*/VIII	140	140	120	180	141	153				185	281	212
VII, VII*							129	221	154			

$GVG = GHG + 0.2 \cdot (GLG - GHG) + 5$

[Beusekom, 1990. Handboek Grondwaterbeheer voor natuur bos en landschap. SWNBL., Den Haag 1990]

$GVG2$ en $GVG3$ (MSW) = $5.4 + 0.83 \cdot GHG(MHW) + 0.19 \cdot GLG(MLW)$

[Kros et al., 1995 Modeling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response changes in acid deposition and hydrolog [Sluijs. P. van der. Grondwatertrappen. In: Locher en de Bakker, Bodemkunde van Nederland deel 1. Malmberg, Den Bosch, 1993].

Bijlage 4.2 Randvoorwaarden van vegetatie binnen natuurdoeltypen voor zuurgraad, vocht en stikstofbeschikbaarheid

Range waarbinnen 40 % van de soorten kan voorkomen
per soort is als ondergrens en bovengrens resp. de 10 en 90-percentiel (80% van de waarnemingen) gebruikt

NUM NAAM	Zuurgraad (pH-H2O)			beschikbaar N (kg/ha/jr)			vocht: GVG (in cm -mv)			
	min	max	optimum	min	max	optimum	min	max	optimum	
1 HI-3.1 heuvellandbeek		5.3	7.8	6.2	43.8	163.5	91.7	29	-53	-5
2 HI-3.2 zoet watergemeenschap		4.9	6.8	5.8	<23.8	123.6	43.8	-21	-87	-53
3 HI-3.3 rietland en ruigte		5.4	7.8	6.2	39.8	171.5	107.7	29	-53	-16
4 HI-3.4 kalkgrasland		5.4	7.6	6.1	<23.8	67.8	<23.8	>125	100	118
5 HI-3.5 droog loessgrasland		4.3	5.8	5.1	<23.8	43.8	<23.8	>125	97	118
6 HI-3.6 bloemrijk grasland		5.1	7.4	6.0	<23.8	107.7	47.8	121	39	100
7 HI-3.7 vochtig schraalgrasland		4.9	6.5	5.5	<23.8	79.7	<23.8	55	-5	24
8 HI-3.8 struweel, mantel- en zoombegroeiing		5.7	7.4	6.5	<23.8	119.6	67.8	>125	63	105
9 HI-3.9 hakhout		5.8	6.8	6.5	23.9	155.5	107.7	108	55	84
10 HI-3.10 bosgemeenschappen van helling & plateau		5.8	6.7	6.3	31.8	155.5	107.7	105	55	82
11 HI-3.11 bosgemeenschappen van bron en beek		5.6	6.9	6.3	71.7	179.5	115.6	82	10	58
12 HI-3.12 middenbos		5.8	6.9	6.5	79.7	159.5	127.6	100	55	82
13 HI-4.1 akker		5.1	7.9	6.4	75.7	171.5	115.6	108	74	95
14 HI-4.2 grasland		5.7	8.1	6.5	35.8	159.5	79.7	100	18	61
15 Hz-3.1 laaglandbeek		5.2	7.8	6.2	39.8	163.5	91.7	29	-53	-21
16 Hz-3.2 zoet watergemeenschap		6.2	7.9	6.8	95.7	151.5	119.6	-40	-92	-63
17 Hz-3.3 rietland en ruigte		5.3	7.8	6.2	43.8	179.5	111.6	37	-50	-16
18 Hz-3.4 ven		4.5	6.1	5.0	<23.8	67.8	<23.8	13	-47	-21
19 Hz-3.5 droog grasland		4.7	6.7	5.6	<23.8	63.8	<23.8	>125	95	>125
20 Hz-3.6 bloemrijk grasland		5.1	7.0	6.0	<23.8	119.6	75.7	100	21	63
21 Hz-3.7 vochtig schraalgrasland		4.8	6.3	5.5	<23.8	67.8	<23.8	53	-8	24
22 Hz-3.8 open zand		4.4	6.1	5.2	<23.8	51.8	<23.8	>125	108	>125
23 Hz-3.9 droge heide		4.1	5.8	4.5	<23.8	39.8	<23.8	>125	37	63
24 Hz-3.10 vochtige heide en levend hoogveen		4.6	5.7	4.9	<23.8	63.8	35.8	47	-18	3
25 Hz-3.11 struweel, mantel- en zoombegroeiing		5.7	7.4	6.5	<23.8	111.6	43.8	121	63	105
26 Hz-3.12 hakhout		5.8	6.8	6.3	27.9	155.5	107.7	105	55	84
27 Hz-3.13 bosgemeenschappen van arme zandgrond		3.9	5.3	4.1	<23.8	91.7	<23.8	118	45	100
28 Hz-3.14 bosgemeenschappen van leemgrond		5.2	6.8	6.3	79.7	159.5	107.7	105	55	84
29 Hz-3.15 bosgemeenschappen van bron en beek		5.6	6.9	6.3	71.7	179.5	115.6	82	10	58
30 Hz-3.16 bosgemeenschappen van hoogveen		3.8	5.4	4.1	<23.8	47.8	<23.8	>125	24	97
31 Hz-3.17 middenbos		5.6	6.9	6.3	79.7	171.5	107.7	97	55	84
32 Hz-3.18 boombos		4.0	5.4	4.4	<23.8	91.7	<23.8	113	50	97
33 Hz-3.19 park-stinzenbos		5.8	6.9	6.3	79.7	171.5	127.6	92	55	82
34 Hz-4.1 akker		5.1	7.9	6.4	79.7	167.5	115.6	108	76	95
35 Hz-4.2 grasland		5.7	8.1	6.5	35.8	159.5	79.7	100	18	61
36 Ri-3.1 rivier en nevengeul		6.6	10.8	7.4	107.7	171.5	119.6	-50	-95	-82
37 Ri-3.2 plas en geïsoleerde strang		5.1	7.5	6.2	<23.8	143.6	95.7	-13	-55	-21
38 Ri-3.3 rietland en ruigte		5.4	7.8	6.2	47.8	179.5	111.6	37	-50	-16
39 Ri-3.4 nat schraalgrasland		4.7	6.2	5.4	<23.8	67.8	<23.8	50	-11	13
40 Ri-3.5 stroomdalgrasland		5.4	7.8	6.4	<23.8	91.7	19.9	>125	79	118
41 Ri-3.6 rivierduin en slik		4.7	6.4	5.4	<23.8	63.8	<23.8	>125	116	>125
42 Ri-3.7 struweel, mantel- en zoombegroeiing		5.7	7.4	6.5	<23.8	127.6	67.8	121	61	84
43 Ri-3.8 hakhout en griend		6.0	7.3	6.3	107.7	155.5	131.6	92	63	82
44 Ri-3.9 bosgemeenschappen van zandgrond		5.8	6.9	6.3	79.7	171.5	107.7	97	55	84
45 Ri-3.10 bosgemeenschappen van rivierklei		6.1	7.6	6.7	131.6	239.3	187.5	87	0	82
46 Ri-3.11 middenbos		5.8	6.9	6.3	87.7	155.5	107.7	92	61	84
47 Ri-3.12 park-stinzenbos		5.2	7.0	6.3	79.7	191.4	147.6	97	53	82
48 Ri-4.1 akker		5.1	7.9	6.4	75.7	171.5	115.6	108	74	95
49 Ri-4.2 grasland		5.7	8.1	6.5	35.8	159.5	79.7	100	18	61
50 Lv-3.1 zoet watergemeenschap		6.6	8.1	7.1	95.7	155.5	119.6	-45	-95	-63
51 Lv-3.2 brak watergemeenschap		7.8	10.8	8.2	87.7	187.5	123.6	-61	-95	-69
52 Lv-3.3 rietland en ruigte		5.3	7.8	6.2	43.8	179.5	111.6	37	-50	-16
53 Lv-3.4 nat schraalgrasland		4.7	6.2	5.4	<23.8	63.8	<23.8	50	-11	13
54 Lv-3.5 bloemrijk grasland		5.2	7.6	6.4	<23.8	115.6	67.8	>125	45	84
55 Lv-3.6 veenheide		3.8	4.5	4.0	<23.8	<23.8	<23.8	16	-18	3
56 Lv-3.7 struweel		3.8	5.8	4.6	<23.8	99.7	<23.8	74	-32	29
57 Lv-3.8 hakhout en griend		5.7	6.9	6.3	87.7	175.5	131.6	87	37	58
58 Lv-3.9 bosgemeenschappen voedselrijk laagveen		5.6	6.9	6.3	79.7	179.5	131.6	82	26	58
59 Lv-3.10 bosgemeenschappen voedselarm hoogveen		3.8	5.4	4.1	<23.8	47.8	<23.8	>125	24	97
60 Lv-4.1 akker		5.1	7.9	6.4	75.7	171.5	115.6	108	74	95
61 Lv-4.2 grasland		5.6	8.1	6.5	35.8	163.5	79.7	100	18	61

NUM NAAM	Zuurgraad (pH-H2O)			beschikbaar N (kg/ha/jr)			vocht: GVG (in cm -mv)		
	min	max	optimum	min	max	optimum	min	max	optimum
62 Zk-3.1 zoet watergemeenschap	6.5	9.3	7.4	95.7	163.5	119.6	-53	-95	-76
63 Zk-3.2 brak watergemeenschap	7.8	10.8	8.2	87.7	187.5	123.6	-61	-95	-69
64 Zk-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	6.6	8.6	7.4	39.8	119.6	75.7	58	18	39
65 Zk-3.4 rietland en ruigte	5.3	7.8	6.2	43.8	179.5	111.6	37	-50	-16
66 Zk-3.5 nat schraalgrasland	4.8	6.3	5.4	<23.8	63.8	<23.8	55	-5	24
67 Zk-3.6 bloemrijk grasland	5.2	7.6	6.4	<23.8	115.6	47.8	>125	47	84
68 Zk-3.7 veenheide	3.8	4.5	4.0	<23.8	<23.8	<23.8	16	-18	3
69 Zk-3.8 struweel, mantel- en zoombegroeiing	5.7	7.4	6.5	<23.8	139.6	79.7	>125	61	84
70 Zk-3.9 hakhout en griend	5.9	7.3	6.2	79.7	151.5	119.6	42	-5	16
71 Zk-3.10 bosgemeenschappen van zeeklei	6.1	7.6	6.7	131.6	239.3	187.5	87	0	82
72 Zk-3.11 bosgemeenschappen van veen-op-klei	5.6	6.9	6.3	79.7	179.5	131.6	82	26	58
73 Zk-3.12 middenbos	6.1	7.8	6.7	131.6	239.3	187.5	95	58	82
74 Zk-3.13 park-stinzenbos	6.1	7.8	6.7	127.6	239.3	187.5	95	58	82
75 Zk-4.1 akker	5.1	7.9	6.4	75.7	171.5	115.6	108	74	95
76 Zk-4.2 grasland	5.7	8.1	6.5	35.8	159.5	79.7	100	18	61
77 Du-3.1 duinbeek	5.3	7.8	6.2	43.8	163.5	91.7	29	-53	-5
78 Du-3.2 duinmeer	5.0	5.1	5.0	107.7	143.6	123.6	-34	-90	-63
79 Du-3.3 sluffer en groen strand	6.6	8.7	7.4	39.8	115.6	75.7	58	21	45
80 Du-3.4 duinrietland en -ruigte	5.4	7.8	6.2	47.8	179.5	111.6	37	-50	-16
81 Du-3.5 nat schraalgrasland	4.8	6.2	5.5	<23.8	71.7	<23.8	66	-3	29
82 Du-3.6 bloemrijk grasland	5.1	7.4	6.1	<23.8	119.6	79.7	108	37	82
83 Du-3.7 droog duingrasland en open duin	5.0	6.6	5.7	<23.8	51.8	<23.8	>125	100	>125
84 Du-3.8 droge duinheide	3.8	4.6	3.8	<23.8	<23.8	<23.8	>125	39	105
85 Du-3.9 natte/vochtige voedselarme duinvallei	4.7	5.8	5.4	<23.8	63.8	39.8	53	-13	29
86 Du-3.10 struweel, mantel- en zoombegroeiing	5.7	7.4	6.5	<23.8	119.6	43.8	>125	66	105
87 Du-3.11 hakhout	4.1	5.3	4.4	<23.8	83.7	<23.8	111	53	82
88 Du-3.12 bosgemeenschappen van kalkarm duin	4.0	5.4	4.4	<23.8	71.7	<23.8	116	45	97
89 Du-3.13 bosgemeenschappen van kalkrijk duin	4.1	5.1	4.4	<23.8	107.7	<23.8	111	53	82
90 Du-3.14 bosgemeenschappen van de duinzoom	5.6	6.8	6.3	71.7	171.5	115.6	97	45	74
91 Du-3.15 middenbos	6.1	7.8	6.7	131.6	239.3	187.5	95	58	82
92 Du-3.16 park-stinzenbos	4.7	6.7	5.3	15.9	159.5	91.7	105	53	82
93 Du-4.1 akker	5.1	7.9	6.4	79.7	167.5	115.6	108	76	95
94 Du-4.2 grasland	5.6	8.1	6.5	35.8	163.5	79.7	100	18	61
95 Az-3.1 open begroeiing van droge gronden	4.6	6.4	5.2	<23.8	51.8	<23.8	>125	103	>125
96 Az-3.2 open begroeiing van vochtige gronden	4.9	7.6	5.4	<23.8	91.7	39.8	63	0	34
97 Az-3.3 zoute en brakke ruigte en grasland	6.6	8.6	7.4	39.8	119.6	75.7	58	18	39
98 Az-3.4 rietland en ruigte	5.4	7.8	6.2	47.8	179.5	111.6	37	-50	-16
99 Az-3.5 bloemrijk grasland	5.0	7.0	6.1	3.9	115.6	79.7	100	16	74
100 Az-3.6 struweel, mantel- en zoombegroeiing	5.7	7.4	6.5	19.9	159.5	79.7	121	61	84
101 Az-3.7 bosgemeenschappen van zandgrond	4.1	5.3	4.4	<23.8	83.7	<23.8	111	53	82
102 Az-3.8 bosgemeenschappen van zeeklei	6.1	7.6	6.7	131.6	239.3	187.5	87	0	82
103 Az-4.1 grasland	5.6	8.1	6.5	35.8	163.5	79.7	100	18	61
104 Gg-3.1 onbeheerde kwelder	6.6	8.6	7.4	39.8	115.6	75.7	61	18	39
105 Gg-3.2 beheerde kwelder	5.8	8.2	7.5	35.8	139.6	79.7	79	13	39

bronnen: Natuurplanner, RIVM

Alkemade JRM; Wiertz J; Latour JB

Kalibratie van Ellenbergs milieu-indicatiegetallen aan werkelijk gemeten bodemfactoren, 46 pp Rapport 711901016, 1996

BIJLAGE 4-2 (vervolg)**MOVE** (Uit: Bal et al., 1995)

De milieuranges van NDT zijn berekend op basis van de ecologische amplitude van de soorten. Deze beschrijft het voorkomen van een soort als functie van de milieuvariabele (vocht, zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid). Hiervoor zijn een groot aantal databestanden over het voorkomen van plantensoorten geanalyseerd op voorkomende bodemcondities. De ecologische tolerantie is een maat voor de breedte van de ecologische amplitude. Het optimum en de tolerantie worden gebruikt om per soort de waarden van de milieuvariabele af te leiden die de ondergrens (10-percentiel) en de bovengrens (90-percentiel) van 80% van de waarnemingen van de soort bevatten. Hiermee kan het aantal soorten dat kan voorkomen als functie van de milieuvariabele worden bepaald door voor iedere waarde van de milieuvariabele het aantal soorten te bepalen waarvoor zowel de 10 als de 90 percentielwaarden niet worden overschreden. Het resultaat is een optimumcurve van aantallen soorten uitgezet tegen de waarden van de milieuvariabele (zie figuur). Uit deze relatie wordt de range bepaald waarbij tenminste 40% van de soorten zijn beschermd. Dit is in de tabellen weergegeven voor alle soorten die behoren tot de ecologische groepen van Lootstra & van der Maarel, 1984 die als referentie bij de NDT zijn genoemd. Het blijkt dat de milieueisen die de doelsoorten stellen in een aantal gevallen vrij sterk afwijken van de eisen die gemiddeld door alle soorten van het type gesteld worden. Omdat voor slechts de helft van de Nederlandse plantensoorten de milieueisen bekend zijn, zijn de milieuranges van de natuurdoeltypen gebaseerd op slechts een deel van de bij het type behorende soorten.

Bijlage 5-1 Voor verzuring gevoelige zand en lossgronden op de bodemkaart van Nederland 1:50.000

naar: de Vries et al, 1989

verzamelnaam	bodemeenheden ~gronden	bodemcodes 1:50.000	oppervlak km2	% NL	gevoelig- heid
veengronden en moerige gronden met zanddek of veen koloniaal dek	meerveen	zVs, zVc zVz uVz, zVp	130	0.4	MG, OG1)
	veenkoloniale	iVs, iVc, iVz, iVp	290	0.8	MG
	moerige podzol	vWp, zWp, iWp	670	1.9	MG, OG1)
	moerige eerd	zWz, uWz, vWz, iWz	470	1.4	MG, OG1)
podzolgronden	holtpodzol	Y21, Y23, Y30	610	1.8	MG
	horstpodzol	Y21b, Y23b	20	0.1	MG
	looppodzol	cY21, cY23, cY30	90	0.3	MG
	veldpodzol	Hn21, Hn23, Hn30	4030	11.5	MG
	laarpodzol	cHn21, cHn23, cHn30	1040	3.1	MG
	haarpodzol	Hd21, Hd23, Hd30	910	2.6	MG
	kamppodzol	cHd21, cHd23, cHd30	30	0.1	MG
zandbrikgronden	zandbrik	BZn24, BZh24, BZd23, BZd24	<10	0.0	G
enkeerdgronden	enkeerd	EZg21, EZg23, EZg30	120	0.3	MG
	bruine enkeerd	bEZ21, bEZ23, bEZ30	310	0.9	MG
	zwarte enkeerd	zEZ21, zEZ23, zEZ30	1650	4.7	MG
kalkloze zandgronden	beekeerd	pZg21, pZg23, pZg30	1290	3.7	G, OG 1)
	gooreerd	pZn21, pZn23, pZn30	640	1.8	MG
	kanteerd	tZd21, tZd23, tZd30	<10	0.0	MG
	akkereerd	cZd21, cZd23, cZd30	10	0.0	MG
	vlakvaag	Zn21, Zn23, Zn30	30	0.9	G
	duinvaag	Zd21, Zd23, Zd30	740	2.1	G
	vorstvaag	Zb21, Zb23, Zb30	210	0.6	G
keileemgronden	keileem	KX	60	0.2	G
stenige gronden	stenige ~	G1, G2	<10	0.0	G
associaties beekdalgronden		ABv, ABk, ABz	15	0.4	MG
TOTAAL			13365	39.5	
overige gronden				60.5	OG

G= gevoelig voor verzuring; direct na stoppen bekalking sterke pH-daling en sterke verhoging

Al-mobilisatie. Kenmerken grond: lage CEC en arm in mineralogische samenstelling

MG= matig gevoelig voor verzuring; na stoppen bekalking pH-daling en verhoging Al-mobilisatie

Kenmerken: wat hogere CEC en wat rijkere mineralogische samenstelling

OG= ongevoelig voor verzuring; na stoppen bekalking geringe pH-daling en geen gevaar voor verhoogde

Al-mobilisatie. Kenmerken: hoge CEC en rijke mineralogische samenstelling. Tevens gronden met

OG 1) Ongevoelig als gronden met $Gt \leq II$; hierbij kan baserijkwelwater tot in de wortelzone doordringen.

bronnen:

Vries, W. de, A. Breeuwsma en F. de Vries, 1989. Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring.

DLO-SC, Wageningen

Meulen, G.R.B. ter, et al. 1996. Programmeringsstudie gedrag van geaccumuleerde stoffen i.v.m. veranderingen in landgebruik en herstelbaarheid van ecosystemen. RIVM, AB-DLO, SC-DLO, IBN-DLO. Bilthoven.

BIJLAGE 5-2 Het uitgebreide SMB-model

De adsorptie van zware metalen aan de bodem wordt, naast het gehalte aan organische stof en lutum (de kationuitwisselcapaciteit) in de bodem, bepaald door de pH en Ca-concentratie in het bodemvocht (zie par. 2.2). De mate waarin landgebruiksverandering tot een daling in pH en Ca-concentratie leidt is met het uitgebreide SMB model als volgt te berekenen.

Allereerst wordt het kritische depositieniveau van zwavel en stikstof, $(S_{id} + N_{id})(\text{krit})$, berekend waarbij de basenvoorraad van de bodem niet wordt aangetast volgens (De Vries, 1991; 1993):

$$S_{id} + N_{id}(\text{krit}) = B_{id}^* + B_{vw} - B_{go} + N_{go} + N_{de} + N_{im}(\text{krit}) + Ac_{uit}(\text{krit}) \quad (1)$$

met B_{id}^* is totale depositie van basen (zeezout gecorrigeerd), B_{vw} is basen vertering, B_{go} en N_{go} is netto groeiopname van basen en stikstof, N_{de} is denitrificatie, $N_{im}(\text{krit})$ is kritische (lange termijn acceptabele) stikstof immobilisatie en $Ac_{uit}(\text{krit})$ is de kritische (toegestane) uitspoeling van aciditeit (alle eenheden in $\text{mol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$). Het kritische depositieniveau, waarbij een verandering in basenvoorraad aan het adsorptiecomplex wordt vóórkomen is dus berekend op basis van de netto basentoevoer aan de bodemoplossing ($B_{id}^* + B_{vw} - B_{go}$), de netto stikstofafvoer uit de bodemoplossing ($N_{go} + N_{de} + N_{im}(\text{krit})$) en de toelaatbare uitspoeling aan aciditeit. De veronderstellingen die ten grondslag liggen aan vergelijking (1) (o.a. volledige nitrificatie, verwaarloosbare N fixatie en S vastlegging) en hun onderbouwing zijn gegeven in De Vries (1991; 1993). De kritische uitspoeling van aciditeit is berekend door vermenigvuldiging van het netto neerslagoverschot met de kritische concentratie van aciditeit, Ac , die gedefinieerd is als (De Vries, 1991; 1993):

$$[Ac] = [H] + [Al_i] - [HCO_3] \quad (2)$$

met Al_i is anorganisch aluminium en $[]$ is concentratie ($\text{mol}_c \cdot \text{m}^{-3}$). Voor een gegeven kritische pH waarde (gerelateerd aan de basenbezetting) is de concentratie aan HCO_3 en Al_i berekend op basis van evenwichten volgens:

$$[HCO_3] = K_{CO_2} \cdot p_{CO_2} / [H] \quad (3)$$

$$[Al_i] = K_{Al_{ox}} \cdot [H]^3 \quad (4)$$

met K_{CO_2} is de dissociatieconstante van CO_2 ($\text{mol}^2 \cdot \text{l}^{-2} \cdot \text{bar}^{-1}$), p_{CO_2} is de partiële CO_2 druk (bar) en $K_{Al_{ox}}$ is de evenwichtsconstante voor het oplossen van aluminium hydroxide ($\text{mol}^{-2} \cdot \text{l}^2$).

Vervolgens wordt de afname in basenvoorraad berekend op basis van de (geaccumuleerde) overschrijding van het kritische depositieniveau van stikstof en zwavel met de huidige belasting, $(S_{id} + N_{id})(\text{act})$, volgens:

$$fr B_{ac}(t_p) = fr B_{ac}(t_o) - \sum_{t=t_o}^{t=t_p} [(S_{id} + N_{id}(\text{act}) - (S_{id} + N_{id})(\text{krit})) / (\rho \cdot D \cdot CEC \cdot 10)] \quad (5)$$

met r = dichtheid (kg m^{-3}), D = dikte van de bodemlaag (m), CEC = cation exchange capacity of kation uitwisselcapaciteit ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$), t = tijd (jr) en frB_{ac} = fractie basen aan het adsorptiecomplex (-).

De waarde 10 in formule (5) heeft betrekking op de omrekening van $\text{mmol}_c \cdot \text{m}^{-2}$ naar $\text{mol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$. Uit vergelijking (5) volgt dat de voorraad aan geadsorbeerde kationen gelijk blijft wanneer de actuele depositie van S en N gelijk is aan de kritische waarde. De zuurdepositie wordt dan geheel gebufferd door processen als verwerking en denitrificatie (zie vergl. 1). Wanneer de actuele depositie van potentieel zuur hoger is dan de kritische waarde neemt de basenvoorraad aan het adsorptiecomplex af, terwijl in de omgekeerde situatie de basenvoorraad toeneemt.

De bijbehorende pH verandering wordt berekend op basis van een empirische relatie met de fractie basen aan het adsorptiecomplex, volgens (Bloom and Grigal, 1985):

$$pH = 4,96 + 0,80 \cdot \log \left(fr B_{ac} / (1 - fr B_{ac}) \right) \quad (6)$$

De verandering in Ca-concentratie, als gevolg van de pH verandering, wordt berekend op basis van het ladings balans principe:

$$[Ca] = [SO_4] + [NO_3] + [HCO_3] - [H] - [Al] \quad (7)$$

Vergelijking (7) is gebaseerd op de veronderstelling dat de lading van overige dominante kationen (Mg, K, Na) gelijk is aan de lading van het overige dominante anion (Cl).

De concentraties aan HCO_3 en Al_i worden berekend met vergelijking (3) en (4) waarbij [H] is afgeleid via vergelijking (6). De concentraties aan SO_4 en NO_3 worden berekend volgens (zie De Vries, 1991; vergl. 1):

$$[SO_4] = S_{id} / NN \quad (8)$$

$$[NO_3] = N_{id} - N_{go} - N_{de} - N_{im}(\text{krit}) / NN$$

met NN is netto neerslagoverschot ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$). De beperkingen (interne inconsistentie) van bovenstaand model, en de mogelijkheden tot verbetering zijn besproken in par. 5.2.4.

BIJLAGE 5-3 Mogelijkheden bepalen verzuring langere termijn

Algemeen

Berekeningen van de toekomstige pH met het uitgebreide SMB model zijn slechts indicatief omdat in de gebruikte modelberekeningen een aantal essentiële processen zijn verwaarloosd, te weten:

1. De berekening van de toekomstige zuurtoevoer houdt uitsluitend rekening met de (externe) atmosferische depositie van N en S. Het is echter waarschijnlijk dat er kort na landgebruiksverandering sprake is van een sterke (interne) verzuring die een gevolg is van een versterkte uitspoeling van NO_3 aangezien netto N-mineralisatie en -nitrificatie niet gecompenseerd wordt door NO_3 -opname. Uitgaande van een variatie in N-voorraad van ca. 1000 - 7000 kg ha^{-1} in de bovenste 30 cm van een minerale grond [de Vries en Leeters, 1996] en een mineralisatie snelheid van 2% [Kortleven, 1963] kan er jaarlijks ca. 20-140 $\text{kg NO}_3\text{-N}$ uitspoelen, uitgaande van volledige nitrificatie en verwaarloosbare opname. Dit komt overeen met een zuurproductie van ca. 1,5 - 10 $\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Bij de mineralisatie komen echter ook basen vrij, welke deze zuurproductie ten dele neutraliseren. Daarnaast is dit effect slechts van relatief korte duur (in gekapte bossen veelal minder dan 5 jaar [Vitousek en Melillo, 1979]) omdat zich een nieuwe vegetatie ontwikkelt (door natuurontwikkeling of herbebossing). Omgekeerd is het te verwachten dat er op langere termijn sprake is van netto N-immobilisatie door de vorming van een strooisellaag onder bos (N-toevoer via bladval is hoger dan N-mineralisatie).
2. Bij de berekening van het kritische zuurdepositieniveau is de zuuruitspoeling gebaseerd op een vaste pH (statisch concept). De pH verandert echter als gevolg van de verandering (afname) in basenverzadiging. In het SMART-model (zie par 5.2.4) is wel sprake van een dergelijke dynamische terugkoppeling. Met name bij de zandgronden zal dit tot een overschatting in de afname van de basenbezetting leiden. Bij lagere basenbezetting neemt de pH af en derhalve neemt de uitspoeling van H en Al toe, zodat een geringer deel van de externe zuurtoevoer gebufferd wordt door desorptie van basen. Met name de geschatte pH-waarden in de verdere toekomst (b.v.2050) zijn daardoor waarschijnlijk te laag.

Om tot een betere modelvoorspelling te komen is het nodig een dynamisch bodemverzuringmodel te gebruiken, waarin de verhoogde zuurproductie na landgebruiksverandering is ingebracht en waarin sprake is van een dynamische terugkoppeling tussen zuuruitspoeling en basendesorptie.

In de eerder genoemde verzuringsmodellen SMART, RESAM en NUCSAM is wel sprake van een dynamische terugkoppeling tussen zuuruitspoeling en basendesorptie, maar de verhoogde zuurproductie na landgebruiksverandering is in geen van deze modellen ingebracht. Voor een lange termijn voorspelling van o.a. de pH in een vaste bodemlaag (van b.v. 30 cm) lijkt het gebruik en de eventuele uitbreiding van het SMART-model [De Vries et al., 1989b] dan wel SMART2-model [Kros et al.,1995] het meest geschikt.

Invoer

De invoergegevens voor SMART kunnen verdeeld worden in systeeminvvoer, initiële waarden van variabelen en parameters. De invoer van SMART omvat o.a. alle invoer die nodig is voor het SMB-model (zie paragraaf 5.2.3). Extra benodigde invoergegevens zijn de omwisselconstanten van H en Al t.o.v. Ca en de voorraad aan Al-oxalaat aangezien de omwisseling van kationen aan het adsorptiecomplex en het in oplossing gaan van Al uit

hydroxiden expliciet in SMART is opgenomen (i.t.t. het (uitgebreide) SMB model). Extra benodigde invoer voor het SMART2-model omvat gegevens over de nutriënten kringloop, zoals plantopname, bladval en mineralisatie.

Een groot deel van de invoergegevens is voor het model vastgesteld. Een tweede deel is afhankelijk van het gekozen scenario en de lokatie (met bodemtype). Belangrijke invoer voor dit tweede deel is in module A aangegeven.

Uitvoer

De belangrijkste uitvoer-parameters van zowel het SMART als het SMART2 model, in verband met de mogelijke mobilisatie van zware metalen, zijn:

- * de pH;
- * de Ca-concentratie;
- * het gehalte aan Al-oxalaat.

Daarnaast voorspelt SMART2 de beschikbaarheid aan stikstof wat een belangrijke standplaatsfactor is voor (het vaststellen van een) natuurdoeltype (invoer voor het model MOVE).

De berekende pH en stikstofbeschikbaarheid dient (op langere termijn):

1. voor toetsing aan de randvoorwaarde van de vegetatie van het natuurdoeltype voor de zuurgraad en de stikstofbeschikbaarheid (zie paragraaf 5.4);
2. als input voor module D en E, samen met de gegevens uit module A (als de zuurgraad niet beperkend is voor het NDT).

BIJLAGE 6-1 Partitie-coëfficiënten voor metalenKd-waarden*Tabel B6-1.1 Kd-waarden ten behoeve van huidige normstelling [bron: van de Meent e.a., 1990; van den Berg en Roels, 1991] Kd in l/kg als functie van percentage lutum (L) en percentage humus (H)*

stof	functie	std H=	10	50	4	5.7	6	0.5	3.7
		L=	25	9	15	55	0.5	0.5	45
cadmium	95 + 1,7 (L + 3H)		189	365	141	218	126	98	190
chromium	7200 + 290 L		14450	9810	11550	23150	7345	7345	20250
koper	225 + 9 (L + H)		540	756	396	771	284	234	663
nikkel	160 + 16 L		560	304	400	1040	168	168	880
lood	1400 + 28 (L + H)		2380	3052	1932	3100	1582	1428	2764
zink	90 + 2,7 (2L+H)		252	274	182	402	109	94	343
kwik	2200 + 19 (L + H)		2865	3321	2561	3353	2324	2219	3125
arsen	500 + 13,5 (L+H)		973	1297	757	1319	588	514	1157

Relaties volgens Reinds/Bril, Elzinga en Janssen

Alle auteurs gebruiken als relatie tussen de metaalgehalten in de bodem en de metaalconcentratie in de vloeibare fase, volgens:

$${}^{10}\log(M_{\text{totaal}}) = a + b {}^{10}\log(M_{\text{poriewater}}) + c {}^{10}\log(\text{org stof}) + d {}^{10}\log(\text{klei}) + e \text{pH} + f {}^{10}\log(\text{CEC}) + g {}^{10}\log(\text{Fe}_{\text{ox}}) + h {}^{10}\log(\text{Ca}) \quad (1)$$

- met M_{totaal} = totaalgehalte aan M in de bodem (mol/kg of mg/kg)
 $M_{\text{poriewater}}$ = totaalconcentratie (of activiteit) in het poriewater
 org stof = organische-stofgehalte in % van droge stof
 klei = kleigehalte in %
 pH = pH (CaCl₂) of pH (KCl) of pH (H₂O)
 CEC = kation uitwisselingscapaciteit mol/kg of mmol/kg
 Fe_{ox} = oxalaat-extraheerbaar ijzergehalte
 Ca = de concentratie aan Ca (mg/l) of de activiteit aan Ca (mol/m³)

Reinds en Elzinga (naar: De Vries en Bakker, 1996)

Door Reinds et al. zijn relaties gelegd tussen log K_f en een aantal bodemeigenschappen (zie tabel 6-1.2.) Vergelijkbare relaties tussen log K_f en bodemeigenschappen zijn afgeleid door Elzinga et al. (1996) voor Cd, Cu en Zn. Het gaat hier om de relatie tussen de totaalgehalten in de bodem (in mg/kg) en de totaalconcentratie in het poriewater (in mg.l⁻¹). Deze relaties zijn wel op veel meer data gebaseerd dan de relaties van Reinds (1995); de waarden voor de coëfficiënten zijn opgenomen in tabel B6-1.3.

Direct vergelijken van tabel 2 en 3 is niet mogelijk omdat beide K_f-waarden anders gedefinieerd zijn (zie tekst bij tabellen. De Freundlich-exponent kan wel vergeleken worden en liggen voor Reinds en Elzinga vrij dicht bij elkaar.

Een indicatie van K_p-waarden voor Pb, Cd, Cu en zink voor verschillende grondsoorten en twee pH-waarden is in tabel B6-1.3 weergegeven. De waarden zijn gebaseerd op de relatie tussen log K_f en bodemeigenschappen uit tabel B6-1.2, een relatie tussen de CEC (gebufferd) en de organische-stof- en kleigehalten, Ca-activiteit van 0.25 en 0.50 mol.m⁻³ bij pH 4 en 6, en opgeloste vrij-metaalconcentraties

voor Pb, Cd, Cu en Zn van resp. $100 \mu\text{g.l}^{-1}$, $5 \mu\text{g.l}^{-1}$, $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ en $300 \mu\text{g.l}^{-1}$, gebaseerd op licht verontreinigde gronden [De Vries et al., 1994; Janssen et al., 1996b].

Tabel B6-1.2. Waarden voor de Freundlich exponent (b) en coëfficiënten a t/m h, afgeleid door Reinds e.a. (1995) in functie van de Freundlich-adsorptie constante K_f , welke een relatie legt tussen het totaal-metaalgehalte in de bodem met de ongecomplexeerde concentratie in het poriewater.

metaal	N ¹⁾	a	b	c	d	e	f	g	h	R ₂
Pb	10	-4.40	0.55	0.46	-	0.60	0.62	-	0.27	0.78
Cd	14	-3.15	0.82	-	-0.24	0.50	1.00	-	0.41	0.96
Cu	23	-3.85	0.55	0.46	-0.14	0.70	0.52	-	0.27	0.94
Zn	64	-3.42	0.75	-	-	0.75	1.30	-	0.37	0.88

¹⁾ N is het aantal metingen

Tabel B6-1.3. Waarden voor de Freundlich-exponent (b) en coëfficiënten a t/m h, afgeleid door Elzinga et al. in functie van de Freundlich-adsorptie constante K_f , welke een relatie legt tussen het totaal-metaalgehalte in de bodem met de totaal-metaal concentratie in het poriewater.

metaal	N	a	b	e	f	g	h	R ²
Cd	1125	-3.22	0.87	0.45	0.63	-	0.47	0.78
Cu	408	-0.78	0.57	0.23	0.45	-	-	0.69
Zn	487	-1.07	0.70	0.28	0.68	-	-	0.80

Tabel B6-1.4 Berekende partitie coëfficiënten voor de relatie tussen totaal-metaalgehalte in de bodem en ongecomplexeerde metaalconcentraties in het poriewater bij verschillende pH en grondsoorten volgens de coëfficiënten van Reinds et al. 1995.

metaal	K_p ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$)							
	zand L=2, H=2		loss/zavel L=15, H=2		klei L=30, H=2		veen L=2, H=40	
	pH 4	pH 6	pH 4	pH 6	pH 4	pH 6	pH 4	pH 6
Pb	0.20	2.2	0.27	2.9	0.33	3.6	3.4	37
Cd	0.10	0.56	0.10	0.54	0.12	0.65	1.0	5.7
Cu	1.7	29	1.6	2.7	1.7	30	22	380
Zn	0.17	3.3	0.31	5.9	0.49	9.2	3.5	66

Janssen (naar: De Vries en Bakker, 1996)

Janssen et al. (1996) hebben de relatie onderzocht tussen de (lineaire) partitie-coëfficiënten in het veld, eigenschappen van de vaste fase (pH-CaCl₂, organische stof en kleigehalte, CEC en (hydr)oxides van Fe en Al) en eigenschappen van het poriewater (Ca, DOC concentratie) in 20 verontreinigde lokaties en 13 lokaties met achtergrondgehalten. De coëfficiënten zijn opgenomen in tabel B6-1.5. Wanneer de Al_{ox} en Fe_{ox} niet meegenomen worden, omdat deze niet altijd beschikbaar zijn, ontstaat Tabel B6-1.6.

Tabel B6-1.5. Waarden voor de Freundlich exponent (b) en coëfficiënten a t/m g, afgeleid door Janssen et al. (1996) in relatie van de partitie-coëfficiënt voor metalen en de bodemeigenschappen

metaal	N	a	b	c	d	e	g	R _{adj} ²
Pb	32	-1.14	1	-0.43	-	0.24	0.49	0.71
Cd	31	-3.43	1	0.71	-	0.48	-	0.70
Cu	33	-2.98	1	-	-	0.23	0.63	0.63
Zn	33	-3.26	1	-	0.60	0.45	-	0.85
Ni	32	-2.00	1	-	0.57	0.25	-	0.74
Cr	19	-0.78	1	-	-	0.15	0.50 ²⁾	0.69

¹⁾ Het intercept gegeven in Janssen et al. (1996) is gelijk aan de gepresenteerde waarde +3, omdat de partitie-coëfficiënt daar uitgedrukt wordt in l.kg^{-1} .

²⁾ verwijst naar Al_{ox} en niet naar Fe_{ox}

Tabel B6-1.6. Waarden voor de Freundlich exponent (b) en coëfficiënten a t/m e , afgeleid door Janssen et al. (1996) in vereenvoudigde relatie van de partitie-coëfficiënt voor metalen en de bodemeigenschappen

metaal	N	$a^{1)}$	b	c	d	e	R^2_{adj}
Pb	32	-0.95	1	-	-	0.35	0.60
Cd	31	-3.93	1	0.71	-	0.48	0.70
Cu	33	-2.62	1	-	-	0.36	0.49
Zn	33	-3.26	1	-	0.60	0.45	0.85
Ni	32	-2.00	1	-	0.57	0.25	0.74
Cr	19	-0.36	1	-	-	0.21	0.54

¹⁾ Het intercept gegeven in Janssen et al. (1996) is gelijk aan de gepresenteerde waarde +3, omdat de partitie-coëfficiënt daar uitgedrukt wordt in $l.kg^{-1}$.

Toepassen van de coëfficiënten in tabel B6-1.6 met dezelfde bodemeigenschappen als in tabel B6-1.4 leidt tot de resultaten voor de partitie-coëfficiënten in tabel B6-1.7. Beseft moet worden dat deze coëfficiënten (totaal metaal in de bodem ten opzichte van totaalconcentratie in het poriewater) wezenlijk verschillen van de coëfficiënten in tabel B6-1.4.

Tabel B6-1.7. Berekende partitie-coëfficiënten voor de relatie tussen totaal-metaalgehalte in de bodem en de totaalconcentratie in het poriewater voor enkele grondsoorten en verschillende pH volgens de gegevens van Janssen et al. (1996) (tabel B6-1.4)

metaal	partitie coëfficiënt K_{p-tot} ($m^3.kg^{-1}$)							
	zand		loss/zavel		klei		veen	
	pH 4	pH 6	pH 4	pH 6	pH 4	pH 6	pH 4	pH 6
Pb	2.8	14	2.8	14	2.8	14	2.8	14
Cd	0.026	0.24	0.026	0.24	0.026	0.24	0.22	2.0
Cu	0.066	0.35	0.066	0.35	0.066	0.35	0.066	0.35
Zn	0.053	0.42	0.18	1.4	0.27	2.1	0.053	0.42
Ni	0.15	0.47	0.47	1.5	0.70	2.2	0.15	0.47
Cr	3.0	7.9	3.0	7.9	3.0	7.9	3.0	7.9

BRONNEN

- Meent, D. van de, T. Aldenberg e.a. Streven naar waarden, Achtergrondstudie t.b.v. de nota milieukwaliteitsnormering water en bodem. RIVM, Bilthoven.
- Berg, R. van den, en J.M. Roels. Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten (rapportnr. 725201007). RIVM, Bilthoven, september 1991
- Vries, W. de and D.J. Bakker, 1996. Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre, Report 114, Wageningen.
- Janssen, R.P.T. e.a. Evaluatie van het evenwichtspartitieconcept voor zware metalen in bodems en sedimenten (rapnr 719101027). RIVM, september 1996.
- Reinds, G.J., J. Bril e.a. Comparison of critical en present loads of cadmium, copper and lead for European forest soils. Background-report Esquad-project SC-DLO/AB-DLO, Wageningen/Haren. 1994
- Elzinga, E.J., B. van den Berg, J.J.M. van Grinsven en F.A. Swartjes. Freundlichisothermen voor cadmium, koper en zink als functie van de bodemeigenschappen, op basis van literatuuronderzoek (rapnr 711501001 in voorbereiding). RIVM, 1996

BIJLAGE 7-1 Toelichting op PAF-Berekening volgens Klepper (in prep) in paragraaf 7.3

A. Bepaling biologisch beschikbare fracties

1. Poriewatergehalte als functie van bodemeigenschappen

Relaties tussen bodemeigenschappen (pH, OM en kleigehalte) en de verhouding totaal metaal t.o.v. poriewater concentratie zijn bepaald door Elzinga et al. (1996; cadmium, koper en zink), Reinds et al. (1995, gebruikt voor lood, dat bij Elzinga ontbreekt) en Janssen et al. (1996). In de eerste twee rapporten worden laboratoriumdata geanalyseerd, in het laatste rapport is sprake van veldgegevens. Een verder verschil tussen Reinds et al. [1996] en Elzinga et al. [1996] is dat eerstgenoemde auteurs een relatie leggen met de concentratie aan vrij (niet-gecomplexed) metaal, terwijl Elzinga et al. een relatie leggen met de totaal concentratie in oplossing (inclusief gecomplexed metaal).

Systematische verschillen tussen laboratorium en veld worden verderop besproken; voor een analyse van relatieve effecten van bodemeigenschappen op de partitie zijn de resultaten vergelijkbaar.

Alle auteurs gebruiken als model:

$$\log (M_{\text{totaal}}) = a + b \log (M_{\text{poriewater}}) + c \log (\text{OM}) + d \log (\text{klei}) + e \text{pH} + f \log \text{CEC} + g \log \text{Fe}_{\text{ox}} + h \log [\text{Ca}] \quad (1)$$

Janssen et al.[1996] hanteren $b=1$ (d.w.z. een verhouding poriewater t.o.v. totaal die onafhankelijk is van het totaal-gehalte). Resultaten van verschillende studies zijn samengevat in tabel 1. Hierbij zijn onder- en bovengrenzen ruim opgevat. Elzinga et al.[1996] geven bijvoorbeeld voor een specifieke regressie vergelijking voor cadmium een b waarde van 0.66 ± 0.01 , terwijl b -waarden voor verschillende regressies (datasets) uiteenlopen van 0.56 tot 0.82. Reinds et al. hanteren een waarde van 0.82, en Janssen et al. $b=1$. De gehanteerde range is hier [0.5,1.0]

Tabel B7-1.1. Coëfficiënten voor de correctie van poriewaterconcentratie voor bodemeigenschappen

metaal	factor	minimum	mediaan	maximum
cadmium	poriewater (b)	0.5	0.75	1.0
	org. stof (c)	0.0	0.1	0.2
	klei (d)	0.0	0.25	0.5
	pH (e)	0.3	0.45	0.6
koper	poriewater (b)	0.5	1.0	1.5
	org. stof (c)	0.0	0.6	1.2
	klei (d)	-0.5	0.0	0.5
	pH (e)	0.3	0.36	0.42
lood	poriewater (b)	0.6	0.8	1.0
	org. stof (c)	0.0	0.5	1.0
	klei (d)	0.0	0.1	0.2
	pH (e)	0.25	0.5	0.75
zink	poriewater (b)	0.5	0.7	0.9
	org. stof (c)	0.0	0.4	0.8
	klei (d)	0.4	0.55	0.7
	pH (e)	0.2	0.35	0.5

De coëfficiënt a is niet van belang omdat we alleen het *relatieve* effect van de bodemeigenschappen op de poriewaterconcentratie hoeven te weten. Dit maakt ook dat een aantal definitiekwesties minder relevant zijn: gebruik van concentratie of ionactiviteit maakt voor de OM-correctiefactor niet uit omdat deze twee (gegeven overige ionsterktes, in ieder geval niet afhankelijk van OM) met elkaar evenredig zijn; verschillende manieren om pH te meten (water, KCl, CaCl₂) zijn i.h.a. op een constante na identiek.

Met bovenstaande coëfficiënten kunnen we nu voor de NOEC's + bijbehorende bodemeigenschappen een verzameling poriewaterconcentraties berekenen, idem voor de veldsituatie. Deze twee kunnen vergeleken worden voor de berekening van een PAF⁴.

2. Voedsel-route

Voor de voedsel-blootgestelde groep organismen is het van belang te weten wat de partitionering van het metaal over organische stof (OM) en klei is. Als fractie van het totaalgehalte zijn de hoeveelheden in porievocht en gebonden aan zand of silt verwaarloosbaar t.o.v. deze eerste twee. Idealiter zou voor deze vraagstelling een dataset nodig zijn waarbij metaalgehalten gemeten zijn aan verschillende bodemcomponenten (organische stof, klei, overige). Bij gebrek aan dergelijke data kan men proberen de K_d te correleren aan de verschillende fracties: als -bijvoorbeeld- het metaal voor het grootste deel gebonden is aan de organische stof, verwacht men een sterke correlatie tussen organische stof en K_d . Een probleem hierbij is dat een dergelijke benadering onzuivere resultaten kan opleveren als er onderlinge correlaties zijn tussen de variabelen die in de regressie worden meegenomen. Een relatie tussen bijvoorbeeld kleigehalte en pH kan ervoor zorgen dat een relatie K_d -klei wordt over- of onderschat doordat een deel van het pH-effect aan kleigehalte wordt toegeschreven of omgekeerd. Tenslotte kan een nog indirectere weg worden gekozen door de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) te relateren aan organische stof en kleigehalte. Dit heeft het voordeel van een veel grotere dataset (wat het bovengenoemde bezwaar deels ondervangt), het nadeel is dat de CEC weliswaar veel kan zeggen over metaal-binding (metalen zijn ook kationen), ook empirisch [Elzinga et al., 1996], maar hiermee toch niet identiek is.

We kunnen de totale binding in het algemeen beschrijven als:

$$CEC = a * \text{klei} + b * OM \quad (2)$$

en definiëren:

$$c = a / b \quad (3)$$

Voor een schatting van de c worden drie waarden gebruikt, nl. van Allen [1996], die vindt dat organische stof voor vrijwel alle bodems ($OM > 0.5\%$) de binding van Cd bepaalt, waardoor de schatting van de c op 0 komt; van De Vries [1994] die een op CEC gebaseerde schatting van 0.55 vindt en Doelman en Haanstra [1985], die een waarde van 0.20 vinden.

Als we ons baseren op de resultaten van Allen en de twee CEC-gebaseerde schatters hebben we een mediane schatting van 0.2. De parameter is kennelijk scheef verdeeld (zoals we zouden verwachten van een quotiënt); we kiezen hierbij als range [0.03,1.5].

⁴ Deze aanpak is vergelijkbaar voor het omrekenen van veld- en laboratoriumdata naar een standaardbodem. Als de correctie voor bodemeigenschappen niet-lineair is, levert omrekenen naar een standaardbodem incorrect resultaat.

B. Achtergrondwaarden

Zware metalen komen van nature in de bodem voor. Het is echter niet vanzelfsprekend dat de PAF voor natuurlijke gehalten ook verwaarloosbaar klein is (Peijnenburg et al., 1996). Er kan sprake zijn van een natuurlijke PAF van aanzienlijke omvang⁵, het is ook mogelijk dat soorten die last zouden hebben van hoge metaalgehalten niet in Nederland of althans niet overal in Nederland voorkomen⁶. In ieder geval lijkt het niet zinvol om bijvoorbeeld emissie-reducerende maatregelen te nemen voor een natuurlijke situatie. Peijnenburg et al. stellen daarom voor een onderscheid te maken tussen achtergrond- en antropogene PAF. Gegeven een totaal-gehalte en achtergrond-gehalte en bijbehorende PAF_{tot} en een PAF_{nat} kunnen we de antropogene PAF (PAF_{ant}) berekenen als:

$$PAF_{ant} = (PAF_{tot} - PAF_{nat}) / (1 - PAF_{nat}) \quad (4)$$

Op deze manier beschouwen we dus alleen de *toename* in de PAF, die we schalen op de achtergrond niet-aangetaste fractie. Een dergelijke berekening levert een verschillende PAF op voor een gegeven antropogene input. Als de natuurlijke situatie $C=50$ mg/kg was, en we doen er $\Delta C = 10$ mg/kg bij zal de PAF niet veel toenemen; als de achtergrond-concentratie 1 mg/kg was is de toename veel sterker. Zonder in detail in te gaan op de verspreiding van soorten als functie van natuurlijke metaalgehalten is zo het effect van een relatief grote gevoeligheid in van nature arme gebieden verdisconteerd.

Schatting natuurlijk achtergrondgehalte

Een analyse van metaalgehalten in Nederlandse natuurgebieden wordt gegeven door Lexmond en Edelman (1992). De door deze auteurs geanalyseerde gegevens komen overeen met latere analyses van De Wilde et al. (1992); relatief kleine verschillen zijn te verklaren door een andere analysemethode of door toeval (Van den Hoop, 1995). Voor alle metalen is het mogelijk een regressielijn te fitten van de vorm:

voor $OM < 25\%$:

$$M_{achtergrond} = a + b \text{ klei} \quad (5a)$$

voor $OM \geq 25\%$:

$$M_{achtergrond} = a + b \text{ klei} + c + d \text{ OM} \quad (5b)$$

(met metaalgehalte in mg/kg en klei, OM in %)

Door rekening te houden met de spreiding rond deze lijn kan eveneens een schatting worden gemaakt van het 90e percentiel van het metaalgehalte, gegeven klei en OM. Dit is het metaalgehalte zodat 90% van de bodems in natuurgebieden een lager gehalte heeft; het dient als referentiewaarde voor een goede bodemkwaliteit [Lexmond en Edelman, 1992]. Hoewel de referentiewaarde een zinvol concept is voor het milieubeleid (het zou weinig praktisch zijn om interventies te plegen bij metaalgehalten die in grote delen van Nederland

⁵ Het is mogelijk dat een organisme voorkomt bij hoge zinkgehalten(ook al heeft het er last van) omdat er aan deze locaties andere voordelen kleven.

⁶ De situatie is te vergelijken met die voor nutriënten. Als we de verzameling van *alle* planten bekijken zal op veel plaatsen in Nederland een aanzienlijk deel last hebben van teveel nutriënten, zelfs als deze natuurlijk zijn: de soorten die specifiek zijn voor arme zandgronden voelen zich niet thuis op vette klei. De PAF-aanpak is gebaseerd op generieke soorten en houdt geen rekening met situatie-specifieke soortensamenstelling.

voorkomen) is hiermee de vraag naar de *natuurlijke* achtergrond nog niet opgelost. Hooguit geeft de regressielijn een bovengrens voor het natuurlijk gehalte; in het algemeen zijn echter ook natuurgebieden al lange tijd door de mens beïnvloed (atmosferische depositie, mogelijk aanvoer van riviersediment) zodat het *natuurlijke* gehalte zeker lager moet zijn dan de huidige gemeten waarden. Lexmond en Edelman (1992) presenteren een model dat de empirische regressiecoëfficiënten vertaalt naar natuurlijke, resp. antropogene inputs. Doordat natuurlijke achtergrondgehalten vrijwel uitsluitend geassocieerd zijn met de kleifractie (zand, silt en organische stof hebben van nature een metaalgehalte ≈ 0) komt dit er op neer dat:

$$M_{\text{natuurlijk}} = b \text{ klei} \quad (6)$$

Het model van Lexmond en Edelman wordt echter niet algemeen geaccepteerd (Van de Meent, pers. comm.), zodat we de klei-fractie zullen interpreteren als een ondergrens.

Tabel B7-1.2 Coëfficiënten in regressievergelijkingen voor metaalgehalten in de bovengrond van natuurterreinen [Lexmond en Edelman, 1992]

<i>Metaal</i>	<i>as-afsnede(a)</i>	<i>helling klei (b)</i>	<i>as-afsnede OM (c)</i>	<i>helling OM (d)</i>
cadmium	0.18	0.0047	-0.14	0.016
koper	1.4	0.58	9.3	0.003
lood	17	0.75	0.05	0.90
zink	17	2.66	-35	1.19

C. PAF-Berekening

Op basis van het voorgaande hebben we nu het volgende recept om voor een specifieke locatie de (anthropogene) PAF te berekenen. In een aantal gevallen moeten keuzes worden gemaakt voor coëfficiënten die in het voorgaande slechts als range gegeven zijn; een mogelijke keuze is het midden van de range; een meer bewerkelijke aanpak is het herhaald kiezen van een mogelijke waarde, en zo een verdeling opstellen van mogelijke antwoorden (Monte Carlo simulatie).

Poriewater-PAF

(1) berekening poriewater-route NOEC's

kies correctiefactoren (tabel B.7.1-1) om uit de laboratorium-NOEC's (totaal-metaal) met bijbehorende pH, OM en kleigehaltes de laboratorium-poriewaterconcentraties te berekenen (formule 1, zet *a* op willekeurige waarde, bijvoorbeeld 0). Berekenen uit deze waarden gemiddelde en standaardafwijking op log-schaal; hiermee zijn coëfficiënten in log-logistische verdeling bepaald.

(2) berekening totaal PAF poriewater

Bereken met dezelfde correctiefactoren als in (1) de laboratorium-poriewaterconcentratie; kies nu uit tabel B.7.1-2 de verhouding veld:lab poriewater. Bereken hiermee de veldporiewater-concentratie en zo de totaal-PAF poriewater.

(3) berekening achtergrond/anthropogene PAF

Bereken het natuurlijke achtergrondgehalte aan de hand van formule 5 (bovengrens) en 6 (ondergrens). Bereken weer poriewaterconcentratie als in (2) en zo de achtergrond-PAF. De antropogene PAF berekenen volgens formule 4.

Berekening voedsel-route PAF

(4) voedsel NOEC's

Bereken voor de voedsel-blootgestelde laboratoriumsoorten de verhouding metaal:organische stof in het voedsel. Bereken op basis hiervan de parameters van de log-logistische verdeling.

(5) voedselgehalte metaal

bereken op basis van het organische stof gehalte en kleigehalte en de coëfficiënt *c* in formule 3 de fractie metaal die gebonden is aan organische stof. Dit gehalte levert samen met de NOEC-verdeling in (4) een PAF voedselroute.

(6) anthropogene PAF

Dezelfde berekeningen als in (3)

Berekening totaal-PAF

De totaal-PAF hangt af van de veronderstelde verhouding voedsel- resp. poriewater-blootgestelde organismen in het veld. Hierover is geen objectieve uitspraak te doen: kiezen we immers voor aantallen organismen of totale biomassa dan zal de poriewater route dominant zijn omdat zowel de planten als vrijwel alle cryptobiotische soorten poriewater-blootgesteld zijn. Vogels, insecten en zoogdieren kunnen echter belangrijke doelsoorten zijn, waarvoor de voedselroute vaak dominant is. De voorlopig gehanteerde methode is de verhouding zo te kiezen als in de NOEC-database voorkomt.

D. Ecologische betekenis van de PAF

Zoals gezegd is de PAF gerelateerd aan de methode die wordt gebruikt om normen af te leiden: het maximaal toelaatbaar risico is de concentratie (sic) waarbij de PAF 5% is. De veronderstelling is dat het ecosysteem goed kan blijven functioneren als 95% van de soorten geen toxicologische effecten ondervindt.

Om een aantal redenen is het omgekeerde moeilijk in te schatten: wat zal het effect zijn van een PAF van 5%? In het algemeen is de PAF een conservatieve schatter, en kan men niet verwachten dat 5% van de soorten verdwenen is of niet meer functioneert. In de eerste plaats is de NOEC meestal een onderschatting. Even voorbijgaand aan statistische problemen [Kooijman en Bedaux, 1996], geldt dat de NOEC i.h.a. *onder* de eerste effect-concentraties zal liggen. Een typische test-concentratierreeks is 1, 3, 10, 30, etc.: als bij 10 de eerste effecten optreden is de NOEC 3, maar zal de eerste effect-concentratie waarschijnlijk rond de 5 liggen: een factor 2 van NOEC naar effect-concentratie is dus niet ongebruikelijk. Verder is de populatie laboratorium-testorganismen waarschijnlijk geselecteerd op gevoeligheid (de onderzoeker wil iets kunnen meten), hoewel ook een zekere robuustheid vereist is (het organisme moet in een potje kunnen leven). Een belangrijker factor is waarschijnlijk het feit dat de NOEC is gebaseerd op *een* effect (hoe klein ook) van *een* functie, soms zelfs de meest gevoelige (meestal is er maar één functie gemeten, zodat niet bekend is of andere functies meer of minder gevoelig reageren). Hoewel de voor NOEC's gebruikte functies gekarakteriseerd zijn als "essentiële" is de vertaling naar populatieniveau niet vanzelfsprekend één-op-één. In de praktijk hoeft bijvoorbeeld een remming in de voortplanting op populatieniveau nog geen betekenis te hebben: een soort kan bijvoorbeeld door voedselbeschikbaarheid gelimiteerd worden en de populatie wordt mogelijk pas bedreigd als de voortplanting tot vrijwel nul wordt gereduceerd. In het veld kan tenslotte nog (genetische) adaptatie plaatsvinden: in het laboratorium vertoont een soort effecten, maar in het veld kan

het organisme zich fysiologisch aanpassen of ontstaat door selectie na verloop van tijd een meer resistente populatie.

Bij een vergelijking met veldwaarnemingen treden problemen op met variabiliteit en de bepaling van de juiste referentie-situatie. In het laboratorium kan een effect van 5% remming significant zijn, in het veld zijn i.h.a. veel grotere effecten vereist om significant te worden waargenomen. Verder zal in het veld een zekere verdringing kunnen optreden: als op een locatie 30 van de 100 soorten niet meer kunnen voorkomen, dan kunnen minder gevoelige soorten op den duur (deels) hun plaats innemen (redundantie - de veerkracht van het ecosysteem). Hoewel het omgekeerde ook denkbaar is (door het verdwijnen van een soort "stort de voedselpiramide in"), lijkt redundantie aanzienlijk waarschijnlijker dan een dergelijk domino-effect. Door deze redundantie zullen functionaliteit (bijvoorbeeld primaire productie, organische stof-afbraak) en biodiversiteit i.h.a. minder afnemen dan op grond van primaire effecten zou kunnen worden verwacht. Indien we de referentie-situatie goed genoeg zouden kennen, zou een dergelijke adaptatie ("Pollution-Induced Community Tolerance") of verschuiving van soorten een goede indicator kunnen zijn van toxische effecten. In de praktijk wordt langs een gradiënt slechts op macroscopische schaal gemeten (totaal aantal soorten, totale afbraaksnelheid), en wordt een effect door dit soort adaptatie juist versluierd.

Concluderend kunnen we stellen dat, in overeenstemming met de praktijk van normstelling, een $PAF < 5\%$ waarschijnlijk overeenkomt met "geen effecten op ecosysteem-niveau". Voor het omgekeerde kunnen we hooguit stellen dat bij PAF -waarden $>5\%$ *mogelijk* effecten optreden, maar of en in hoeverre dit gebeurt is nog onvoldoende bekend.

BIJLAGE 9-1 Deelnemers workshop “Leidraad bodembeoordeling bij aankoop van gronden t.b.v. natuurontwikkeling” op 22 januari 1997.

Rijksoverheid en provinciale overheden

drs. J.J.C. Karres	LNV, Directie Natuurbeheer
dr. J. Van Balen	LNV, Directie Natuurbeheer
drs. C.A.J. Denneman	VROM, DGM
ing. J. van Rijen	LNV, Directie Zuid
mw. ir. P. van den Brand	LNV, Directie Zuidwest
drs. L. Hilgers	vertegenwoordiger voor Provincie Noord-Brabant, Bureau Gebieden
ir. W. Drok	Provincie Gelderland, Dienst Ruimte Economie en Welzijn
drs. M.C. Bakker	Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen
drs. D. van Megen	Provincie Zuid-Holland, Dienst Ruimte en Groen

Terreinverwervende en beherende instanties

ing. G. van Alst	Staatsbosbeheer
ir. W.P.C. Zeeman	Staatsbosbeheer
drs. R. de Ridder	LNV- Dienst LBL
ir. H. Kuipers	LNV- Dienst LBL
mw ing. A. Schuurmans	LNV- Dienst LBL
ing. J. van Tiel	RWS, Dir. Oost-Nederland
drs. R. Lambermont (morgen)/	
ing. F.R. Kok (middag)	RWS, Dir. Oost-Nederland
dhr. H. Piek	Ver. Natuurmonumenten

Adviesbureau's

ing. R.L. de Jager	BKH-adviesbureau
dr. H.E. van Capelleveen	DHV-Milieu
drs. L. Bijlhamers	IWACO
dr. ir. L.T. Runia	Oranjewoud (Zuid)/PGBO
drs. J.L. Hijlkema	Oranjewoud (Midden)
ing. S.C. Bos	TAUW
drs. R.M.C. Theelen	TAUW
drs. P.R. Massink	TAUW
drs. L. Hilgers	Bureau Koördinaat en Provincie Noord-Brabant, Bureau Gebieden

Overigen

ir. J.P.M. Vink	RIZA
dr. H.F. van Dobben	IBN-DLO/ PGBO
mw. drs. M.H.J. Klein	IKC-Natuurbeheer
drs. P.S.H. Ouboter	PGBO/ IWACO
ir H. Rogaar	PGBO
mw. dr. J. van Wensem	TCB
mw. drs G.R.B. ter Meulen-Smidt	RIVM-LBG
ir. J.P.A. Lijzen	RIVM-LBG

Is er een bereidheid om ander scenario te formuleren teneinde de risico's voor het natuurdoeltype te verminderen?

6. Binnen het systeem wordt vóór het beoordelen van de verontreiniging getoetst aan de randvoorwaarden van het natuurdoeltype voor vocht en pH.

Vindt u het nodig dat deze randvoorwaarden eerst getoetst worden vóór werkelijk op verontreiniging getoetst wordt. Wat zijn uw argumenten?

7. Bij de beoordeling wordt het algemeen ecotoxicologisch risico centraal gesteld, om vervolgens te differentiëren naar kwetsbaarheid van natuurdoeltypen. De kwetsbaarheid van een natuurdoeltype wordt bepaald door doorvergiftiging, oppervlakte en herstelbaarheid. Hiernaast wordt een weging toegepast van factoren die gevolgen hebben voor de blootstelling (redox, zout, kalk, (niet-zure) kwel)

- Kunt u instemmen met het centraal stellen van het algemeen ecotoxicologisch risico?
- Is voor u belangrijk een onderscheid te kunnen maken naar natuurdoeltypen?
- Kunt u accoord gaan met de voorgestelde invulling van de factor "kwetsbaarheid"?
- Zijn er andere aspecten waarmee rekening moet worden gehouden om de geschiktheid van gebied voor natuurontwikkeling te beoordelen?

Bruikbaarheid van de beoordeling in de praktijk

8. Het beoordelingssysteem bestaat uit een rekenmodule (kwantitatief), en een semi-kwantitatief/kwalitatieve beoordelingsmodule

- Door wie zal een beoordelingssysteem zoals hier voorgesteld, toegepast worden?
- Hoe complex mag een beoordelingssysteem zijn?
- Heeft u suggesties voor het vergroten van de gebruikersvriendelijkheid?

9. Het beoordelingssysteem is nu gericht op aankoop van gronden en bestaat uit een beslisboom met rekenmodules

- Wat is het beste moment van beoordelen? Is er ook een behoefte aan een Leidraad voor gronden die al wel verworven zijn, maar nu nog landbouwgrond zijn en voor gronden die al in ontwikkeling zijn?
- Hoeveel tijd mag een beoordeling maximaal in beslag nemen? Zowel wat betreft tijdsbesteding (kosten van beoordeling) als wat betreft de doorlooptijd (i.v.m. andere procedures)
- Is er een behoefte aan een DSS of is een beslisboom met schema's voldoende?

10. Voorgesteld wordt om een gebied op te delen in deelgebieden wanneer scenario's, bodem-condities of gehalten sterk verschillen. De beoordeling wordt in principe per deelgebied doorlopen.

- Is het in de praktijk haalbaar (financieel en tijd) om meerdere gebieden te beoordelen?
- Wanneer een of meerdere deelgebieden te hoog risico aangeven, is het dan acceptabel en mogelijk om deze gebieden niet aan te kopen/alternatief beheer toe te passen?
- Is er behoefte aan een verdere weging, die bepaalt of het gehele gebied al dan niet aangekocht kan worden?

11. Om de Leidraad te testen en verder in te kunnen moeten proefbeoordelingen worden gemaakt

Kunt u gebieden noemen die zich lenen voor een proefbeoordeling, en een organisatie (contactpersoon) noemen met wie we hiervoor in contact kunnen treden?

Overige punten

12. Heeft u andere opmerkingen?

BIJLAGE 10-1 ACTIEF BODEMBEHEER

MOGELIJKHEDEN VOOR ACTIEF BODEMBEHEER

J. Japenga (AB-DLO)

Mogelijkheden voor Actief bodembeheer dienen op korte termijn meer aandacht te krijgen. Hierbij dient gericht nadruk te worden gelegd op een aantal aandachtspunten voor onderzoek:

- Uitmijnen van fosfaat voorafgaande aan natuurontwikkeling. Deze vorm van fyto-remediering, gekoppeld aan een optimalisering van uitmijncondities, kan op middellange termijn ontwikkeld worden en kan leiden tot een systeem waarbij het fosfaatgehalte binnen korte tijd terug kan worden gebracht tot voor natuurontwikkelingsscenario's acceptabele niveaus. Onderzoek zou in enige jaren kunnen worden uitgevoerd inclusief het modelleren van lange termijn effectiviteit. Andere vormen van fyto-remediering ("landfarming"-achtige methoden; uitmijnen van zware metalen) lijken op korte termijn minder perspectiefrijk, omdat zij kostbaar zijn en op termijn meer moeten worden gezien als alternatief voor nog kostbaarder fysieke bodemsanering in situaties van matige tot ernstige bodemverontreiniging.
- Het toevoegen van langzaamwerkende buffers om de pH ontwikkeling in recent ontwikkelde natuurbodems te controleren, dit als alternatief voor het niet als haalbare optie te beschouwen bekalken. Een voorbeeld is het gebruik van olivijnen, die in Zweden al experimenteel voor dit doel gebruikt worden. Dergelijke materialen zijn relatief goedkoop en werken waarschijnlijk gedurende tientallen jaren. Een bijkomend voordeel boven bekalken zou zijn, dat grote pH-schommelingen in de tijd niet optreden, waardoor (bodem)ecosystemen zich kunnen stabiliseren; een nadeel is dat de werkzaamheid optimaal is rond pH 4,5, waardoor de toepasbaarheid wordt beperkt. Onderzoek naar deze optie zou zeer praktijkgericht kunnen worden opgezet aangezien reeds veel bekend is over de werking van olivijnen als langzaamwerkende buffer. SBB heeft reeds toegezegd proefterreinen te kunnen verschaffen, maar voor de uitvoering van proeven ontbreekt op dit moment financiering. Onderzoek zou in enige jaren kunnen worden uitgevoerd inclusief het modelleren van lange termijn effectiviteit van olivijn en soortgelijke additieven.
- Het toevoegen van adsorberende materialen (al dan niet voorbehandelde kleimineralen, organische stof) kan de beschikbaarheid van contaminanten verlagen. Mogelijke nadelen zijn kosten en neveneffecten op bijvoorbeeld pH. Onderzoek zou in enige jaren kunnen worden uitgevoerd inclusief het modelleren van lange termijn effectiviteit.

FYTOREMEDIATIE IN PERSPECTIEF

Jos Verkleij, (Moleculaire Oecotoxicologie van Planten, VUA).

Fyto-remediatie trekt op dit moment erg veel aandacht in binnen- en buitenland als bioremediatie-concept waarbij planten gebruikt worden om bodems vervuild met zware metalen, radionucliden, etc. te saneren. Daarbij worden in principe twee benaderingen gebruikt: fyto-stabilisatie en fyto-extractie. De eerste benadering is in een aantal gevallen zeer succesvol gebleken, waarbij op sterk verontreinigde bodems metaalbindende additieven worden toegevoegd, die de verontreinigingen immobiliseren waarna vervolgens revegetatie van de bodems plaatsvindt met zwaarmetaal-tolerante plantensoorten (zie bv. Van Gronsveld et al., 1995). Bij de tweede benadering, fyto-extractie, is van succesvolle toepassing nog geen sprake.

In principe gaat het bij deze benadering om extractie en ophoping van de toxische concentraties metalen in de bovengrondse delen. De zgn. hyperaccumulatorplanten, zoals zinkboerenkers (*Thlaspi caerulescens*), die tot 5% van hun drooggewicht metalen kunnen ophopen zonder schade op te lopen,

zijn in potentie zeer interessant voor deze aanpak. Echter, het feit dat zij meestal slechts één bepaald metaal ophopen, weinig biomassa produceren en langzaam groeien, maakt toepassing van deze soorten in de praktijk nog niet aantrekkelijk. Daarbij moet gezegd worden dat de weinige veldexperimenten die zijn uitgevoerd, zeker perspectief bieden (Baker et al., 1994) en lichtverontreinigde gronden op deze wijze binnen 20 jaar 'geschoond' kunnen worden. Het is daarom van groot belang dat meer 'in situ' veldstudies met verschillende verontreinigde bodem worden uitgevoerd in combinatie met een mengsel van een aantal hyperaccumulatorplanten om de toepasbaarheid vast te stellen.

Naast het fundamentele onderzoek naar de mechanismen van hyperaccumulatie (karakterisering van de biochemische/fysiologische processen, en de genen die hierbij betrokken zijn) wordt op dit moment veel aandacht besteed aan het 'overbrengen' van metaal-tolerante genen uit bacteriën en gist in hogere planten, die een hoge groeisnelheid hebben en veel biomassa produceren.

Gezien de financiële en personele inzet bij deze projecten zowel in de Verenigde Staten als in Europa is het te verwachten dat binnen 5 à 10 jaar zulke transgene planten (zoals tabak) ingezet kunnen worden bij fytoextractie. Bij lichtverontreinigde bodems is het niet altijd noodzakelijk dat hoogmetaal-tolerante soorten worden gebruikt. Minder zwaarmetaal-gevoelige ecotypes van snelgroeiende plantensoorten (zoals maïs, koolzaad, St. Janskruid) lijken zeer geschikt om ingezet te worden bij fytoextractie. Dit onderzoek staat nog in de kinderschoenen, maar lijkt duidelijk perspectief te bieden in situaties waar de fytotoxiciteit kan worden overwonnen door gebruik te maken van mindergevoelige plantensoorten.

Daarnaast is het van belang de mobiliteit van metalen in bodems te verhogen om de fytoextractieprocessen te bevorderen. Door gebruik te maken van synthetische en niet-synthetische chelatoren wordt de fytoextractie met een factor 10 of meer verhoogd en zelfs immobiele metalen als lood kunnen in hoge mate door planten worden geëxtraheerd (Huang & Cunningham, 1996).

Stimuleren van onderzoek naar de toepassing van (natuurlijke) chelatoren in combinatie met minder metaalgevoelige ecotypen van snelgroeiende plantensoorten voor licht- en matig-verontreinigde bodems is daarom dringend noodzakelijk om de validiteit vast te stellen.

De hierboven geschetste onderzoekslijnen geven aan dat fytoextractie (in het bijzonder fytoextractie) zeker geen utopie hoeft te zijn en dat uit de toenemende interesse en input van industrie en overheid deze methodiek binnen 5 à 10 jaar voor de praktische toepassing ingezet zou kunnen worden.

BIJLAGE 10-2. LANGE TERMIJN GEDRAG ORGANISCHE STOF EN DOC IN DE BODEM

J. Japenga (AB-DLO)

DOC is een belangrijke bepalende factor voor de beschikbaarheid van contaminanten in bodems. Dit geldt voor hydrofobe organische microverontreinigingen, sommige zware metalen en mogelijk ook voor P, As, Fe en Al.

Bij natuurontwikkeling neemt de concentratie van DOC in de bodemoplossing doorgaans langzaam toe. Dit kan ertoe leiden dat enerzijds de biobeschikbaarheid van contaminanten in de bovengrond afneemt of minder sterk toeneemt (door gedeeltelijk neutraliseren van pH-effecten) en dat de contaminanten naar diepere bodemlagen worden afgevoerd.

In diepere bodemlagen kan DOC dan precipiteren/adsorberen als gevolg van veranderende omstandigheden als bodemsamenstelling, redoxtoestand etc.

Dit betekent dat de toename van de oplosbaarheid van bodemorganische stof bij natuurontwikkeling de laagvorming in de bodem kan versnellen. Dit wordt nog versterkt door de mogelijkheid van bodemorganische stof om zich in colloïdale vorm in het bodemprofiel te verplaatsen, waardoor nog meer contaminanten naar lager gelegen bodemlagen kunnen bewegen.

Indien contaminanten op deze wijze naar diepere bodemlagen worden getransporteerd, verdwijnen zij uit het bovenste deel van het profiel, waar effecten kunnen worden verwacht. Dit alles natuurlijk onder de strikte voorwaarde dat de input laag blijft c.q. lager wordt. De aanwezigheid van contaminanten in diepere bodemlagen is milieutechnisch niet zeer van belang aangezien het bij het ontwikkelen van de Leidraad doorgaans gaat om licht verontreinigde landbouwgronden (afgezien van fosfaat, waar soms van zware verontreiniging kan worden gesproken).

Het bovenstaande is op dit moment slechts een hypothese gebaseerd op een verscheidenheid van recente onderzoeksresultaten. Desondanks lijkt het belangrijk deze hypothese door gecoördineerd aanvullend onderzoek te testen. Dit kan onder andere ook door bestaande onderzoeksresultaten, vaak met andere doelstellingen uitgevoerd, vanuit het oogpunt van natuurontwikkeling her te bezien.

Concreet zijn uit het bovenstaande een aantal onderwerpen voor aanvullend onderzoek af te leiden.

- Gedetailleerd bodemprofielonderzoek in de "Groninger bossen" naar de verdeling van zware metalen over het profiel en naar de mogelijke geleidelijke opeenhoping van organische stof, Fe, Al (en P) in een bepaalde bodemlaag. Dit onderzoek kan op korte termijn resultaten leveren.
- Het toepasbaar maken van een op profieldifferentiatie gebaseerd model voor het doorrekenen van dergelijke transportverschijnselen. Ook dit onderzoek kan op korte termijn resultaten leveren.
- Het verder ontwikkelen van een model voor de lange termijn voorspelling van het gedrag van DOC in bodems. Dit onderzoek kan op middellange termijn resultaten leveren.
- Het ontwikkelen van (model)beschrijvingen voor de vorming van bodemorganische stof bij natuurontwikkeling, waarbij met name de te verwachten verdeling over het bodemprofiel aandacht verdient te krijgen (inclusief strooisellaag) alsmede een verdeling over diverse fracties met onderscheiden oplosbaarheid en bindingscapaciteit voor contaminanten. Dit onderzoek is langere termijn onderzoek en sterk multidisciplinair van karakter. Gedetailleerd onderzoek van de "Groninger bossen" (zie 1) zou kunnen helpen bij het vinden van "target" fracties bodemorganische stof.

Output van dergelijk onderzoek zou kunnen zijn dat ongerustheid over de langere termijn effecten van bodemverontreinigende stoffen kan verminderen. Immers, als de bovenstaande hypothese juist is, dan treedt na verloop van tijd immobilisatie van contaminanten in dieper liggende, voor het optreden van milieu-effecten minder belangrijke bodemlagen op. Belangrijk is het om na te gaan of deze DOC-geïnduceerde laagvorming optreedt en op welke termijn. Indien zij optreedt is ook de samenstelling van het (actuele) bodemprofiel belangrijk als beslisfactor binnen het kader van de Leidraad.

BIJLAGE 10-3 FOSFAAT-UITSPOELING

J. Japenga

Uitspoeling van fosfor in bodemprofielen wordt op dit moment vooral mechanistisch bestudeerd en gaat veelal uit van orthofosfaat in interactie met metaaloxiden in de bodem. Het in oplossing gaan wordt doorgaans beschreven door middel van sorptiemodellen.

Onderzoek op Rothamsted toont aan dat uitspoeling tot voor oppervlaktewater niet acceptabele niveaus plaats kan vinden vanuit niet P-verzadigde gronden; hiervoor werden "preferential pathway" mechanismen als verklaring aangevoerd zonder dit overigens te kunnen bewijzen. Recent onderzoek bij AB-DLO wijst er op dat orthofosfaat gebonden aan metaaloxide-deeltjes aan DOC kan binden en derhalve versneld door het bodemprofiel zou kunnen worden getransporteerd.

- Voorgesteld wordt onderzoek in deze richting te intensiveren om modelbeschrijvingen voor transport van P in de bodem te verbeteren. Dit onderzoek kan op korte termijn tot resultaten leiden indien in een vroeg stadium samenwerking wordt gezocht tussen verschillende onderzoeksinstituten (DLO-instituten - AB-DLO en SC-DLO - en de LUW).

BIJLAGE 10-4. NAAR EEN VERDERE EEN UITWERKING VAN EEN ECOTOXICOLOGISCHE RISICOSCHATTING

Jack Faber (IBN-DLO)

De ecotoxicologische bodembeoordeling op basis van PAF is vooralsnog generiek van karakter voorzover het toxicologische gegevens betreft, en behoeft verdere uitwerking naar natuurdoeltypen. Idealiter omvat een specifieke risicoschatting zowel een component met betrekking tot de betreffende doelsoorten bij een bepaald beoogd natuurdoeltype als ook (en misschien wel *vooral*)¹ een component met betrekking tot sleutelsoorten die essentieel zijn bij de ontwikkeling van dat natuurdoeltype. De eerste actie omvat de benoeming van sleutelsoorten voor categorieën van natuurdoeltypen.

Een ander aspect bij de ecotoxicologische risicoschatting in de benadering van het actueel risico is de inschatting van de blootstelling. Vanuit de bodemkunde wordt reeds een fysisch-chemische invulling gegeven aan de benadering van de beschikbaarheid van bodemverontreiniging. Biologische beschikbaarheid is een concept dat vanuit deze discipline echter maar ten dele kan worden ingevuld, omdat speciatie van een verontreinigde stof op microschaal en de feitelijke blootstelling van organismen (in de volle breedte van biologische diversiteit) kan onvoldoende worden benaderd vanuit (generieke) partitie-modellering, en behoeft daarom een aanvullende biologische onderbouwing. Op korte termijn is deze wellicht het meest eenvoudig (naar omvang van de hoeveelheid onderzoek) te realiseren vanuit het biomarker-onderzoek, wanneer daarbij gefocust wordt op doelsoorten of sleutelsoorten. Op termijn kan onderzoek ook een relatie leggen tussen de biomarker-response (blootstelling) en effecten op traditionele toxicologische eindparameters (groei, reproductie en overleving). Daarnaast dient bij het onderzoek van effecten bij organismen meer aandacht te worden besteed aan interne blootstelling.

¹ Een ecotoxicologische risicoschatting op basis van sleutelsoorten ten opzichte van doelsoorten heeft waarschijnlijk als voordelen dat met enkele categorieën op soortsniveau kan worden gewerkt, dat er daardoor minder gegevens benodigd zijn, terwijl er meer directe toxicologische gegevens beschikbaar zijn. Daarnaast is monitoring vanaf vroegere stadia in de ontwikkeling van het natuurdoeltype mogelijk, zodat er betere mogelijkheden zijn tot bijsturen van de ontwikkeling.

Nog weer een andere lacune in de ecotoxicologische bodembeoordeling komt voort uit de vooralsnog gebrekkige kennis van effecten van bodemverontreiniging op systeemprocessen zoals decompositie en primaire productie. In de wetenschappelijk literatuur zijn dergelijk verstoringen van nutriëntencycli weliswaar veelvuldig te vinden, maar deze zijn nog nauwelijks in kwantitatieve relaties beschreven. Bovendien is de procesgerichte parametrisering van de natuurdoeltypologie achtergebleven bij de invulling met doelsoorten en -vegetaties. Het benoemen van karakteristieke en essentiële systeemprocessen op het niveau van natuurdoeltypen (of hoger) is een eerste stap, het kwantificeren van de natuurlijke achtergrondwaarden daarvan kan gelijk opgaan met ecotoxicologisch effectonderzoek. Dergelijke kennis zal een basis verschaffen voor de interpretatie van monitoringsgegevens en kan tevens criteria voor bijsturen of ingrijpen in het proces van natuurontwikkeling onderbouwen. De procesgerichte beoordeling van risico's bij natuurontwikkeling dient ook aandacht te besteden aan bodemvorming, en in het bijzonder aan het ontstaan van verticale bodem heterogeniteit. In dit verband dient de modellering van verzuring, speciatie, uitspoeling etc. welke nu ten behoeve van bodembeoordeling wordt ingezet, naast een dynamische modelvorming (tijd), ook een ruimtelijke component te omvatten. Daarmee kunnen fenomenen als de ruimtelijke differentiatie in speciatie en beschikbaarheid van bodemverontreiniging en de herverdeling van stoffen te worden beschreven in relatie tot de ontwikkeling van het bodemprofiel en (bij ecotoxicologische modellen) de daarin aanwezige organismen.

De bij veranderend landgebruik toenemende bodemheterogeniteit zou weleens zijn weerslag kunnen hebben in de ecotoxicologische risicobeoordeling. Wanneer sprake is van de ontwikkeling van een organische toplaag in de bodem, kan de zich daarbij aanpassende levensgemeenschap gekenmerkt worden door een grotere gevoeligheid voor verontreinigende stoffen. Er zijn namelijk aanwijzingen dat organismen en biologische processen in organische bodems een lagere effectdrempel kennen voor cadmium en pesticiden dan een levensgemeenschap van minerale grond². In gevallen waarin de ontwikkeling van natuurdoeltypen met organische bodems wordt beoogd, kan het toekomstig ecotoxicologische risico ernstig worden onderschat wanneer niet wordt gedifferentieerd in de toxicologische basisgegevens op basis van organisch-stofgehalte van het testresultaat.

Aanbevelingen voor ecotoxicologisch onderzoek bodembeoordeling op korte termijn:

- PAF-doelsoorten vogels, zoogdieren en andere taxonomische groepen (RIVM);
- populatiedynamische modellering op soortspecifiek niveau: doelsoorten (IBN-DLO).

Onderzoek op lange termijn:

- operationaliseren/ijken voedselwebmodellering (AB-DLO);
- procesgericht experimenteel onderzoek (IBN-DLO);
- populatiedynamische modellering op soortspecifiek niveau: doelsoorten, sleutelsoorten, processen (IBN-DLO);
- operationaliseren biomarkers (IBN-DLO);
- differentiatie risicoschatting organische bodems (RIVM-ECO).

Tenslotte een pleidooi voor onderzoek bij natuurontwikkelingsprojecten: terreinen opdelen en experimentele beheersvariabelen aanbrengen. Ontwikkelen monitoren, bijvoorbeeld binnen kader van DLO-programma's.

² Faber, J.H. (1995). Bescherming van organische bodems. Rapport Technische commissie bodembescherming, TCB/R05, Den Haag.

SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE MODULES BINNEN DE OPZET VOOR HET BEOORDELINGSSYSTEEM (zie tevens figuur 2.1, blz. 24)

START

