

32/446(84) 2^e ex

Mogelijkheden voor en effecten van sanering van het Lickebaert-
gebied

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

D. Boels,
F.J.E. van der Bolt
A. Scholten
R. Wiebing
P.E. Rijtema

Rapport 84

STARING CENTRUM, Wageningen, 1990



0000 0386 8680

17 JULI 1990

18n 521753 *

REFERAAT

Boels, D., F.J.E. van der Bolt, A. Scholten, R. Wiebing en P.E. Rijtema, 1990.
Mogelijkheden voor en effecten van sanering van het Lickebaertgebied.
Wageningen, Staring Centrum. Rapport 84.
60 blz.; 13 fig.; 13 tab.

Dioxinen zijn de giftigste, door de mens voortgebrachte organische verbindingen, die als ongewenst bijproduct van bepaalde processen in het milieu terechtkomen. Ze lossen vrijwel niet op in water, worden sterk geadsorbeerd aan organische stof in de bodem en zijn daardoor vrijwel immobiel. Dioxinen worden fotochemisch afgebroken. Planten nemen dioxinen hooguit opgelost in water vanuit de bodem op (passieve opname). Daarentegen vindt wel atmosferische depositie op planten plaats. Sanering van met dioxinen gecontamineerde grond kan door de verontreinigde top laag met schone ondergrond te mengen (spitten met een spitfrees) tot een acceptabele concentratie wordt verkregen. Deze methode is toepasbaar op alle gronden, behalve veengronden met een mineraal dek dunner dan 30 cm. Verwijderen en afvoeren naar een depot of verplaatsen naar dieptes van minstens 30 cm onder maaiveld met een twee-fasen ploeg zijn vanuit milieuhygiënisch oogpunt gelijkwaardige oplossingen. Deze methoden zijn toepasbaar op alle gronden, behalve veengronden met een mineraal dek minder dan 40 cm.

Ten behoeve van de opslag in een depot is een constructie ontwikkeld die leidt tot zeer geringe emissies, weinig toezicht en onderhoud vraagt.

Blijvende landbouwkundige schade van sanering van het Lickebaertgebied manifesteren zich als achteruitgang van het aantal weidedagen, die op veengronden aanzienlijk groter is (50 tot 95 dagen) dan op kleigronden (10 tot 20 dagen). De kosten van sanering en de landbouwkundige schade hangen samen met de gekozen methode en de dikte van de te saneren laag.

Trefwoorden: Bodemsanering, dioxine-verontreiniging, weidedagen, vertrappingsverliezen, gecontroleerde stortplaats, uitvoeringskosten, twee-fasenploegen, Lickebaert.

ISSN 0924-3070

©1990

STARING CENTRUM Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied
Postbus 125, 6700 AC Wageningen
Tel.: 08370-19100; telefax: 08370-24812; telex: 75230 VISI-NL

Het Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp" (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

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

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

INHOUD

	Blz.
CONCLUSIES	9
1 INLEIDING	13
2 BODEMKUNDIGE EN HYDROLOGISCHE GESTELDHEID	17
2.1 Bodemkundige gesteldheid	17
2.2 Bodemkaart	17
2.3 Hydrologische gesteldheid	22
2.3.1 Grondwatertrappen	22
2.3.2 Polderpeilen	23
3 KARAKTERISERING EN LOTGEVALLEN VAN DIOXINEN IN HET MILIEU	27
3.1 Model subsystemen	29
3.2 Resultaten van de modelberekeningen	34
4 LANDBOUWKUNDIGE EFFECTEN SANERINGS ALTERNATIEVEN	37
4.1 Saneringsalternatieven	37
4.2 Methode van kwantificering landbouwkundige effecten	37
4.3 Draagkrachtsrelaties	39
4.4 Fysische eigenschappen van de bodem	40
4.5 Hydrologische gesteldheid	43
4.6 Resultaten simulaties	44
5 MOGELIJKHEDEN VOOR SANERING	47
5.1 Mogelijkheden voor maatregelen	47
5.2 Invloed van maatregelen op de kwaliteit van melk	54
LITERATUUR	59
TABELLEN	
1 Oppervlaktes van legenda-eenheden van de bodemkundige-landschappelijke overzichtskaart, schaal 1 : 25 000	22
2 Overzicht ontwerp-polderpeilen (maten in m t.o.v. N.A.P.)	24
3 Benodigde blootstelling aan zonlicht (dagen) om 90% van de dioxines af te breken naar gegevens van Nestrick en Lamparski (1980)	28
4 Berekende concentraties dioxinen [ng teq/kg grond] per bodemlaag berekend voor de uitgangssituatie en de vier scenario's (na 25 jaar)	34
5 Bemonsteringsdieptes, karakterisering horizonten, droog volumegewicht en gloeiverlies (Lickebaert- gebied)	41
6 Berekend relatief aantal weidedagen bij elke denkbare combinatie van gemeten fysische eigen- schappen per horizont en bij gemiddelde eigenschap- pen per horizont (100% = 176 weidedagen)	43

7	Achteruitgang in het aantal weidedagen als gevolg van bodemsanering in het Lickebaertgebied. Gemiddelde van tien jaren (1971 t/m 1980), (geschatte) standaarddeviatie ca. 5 à 6 dagen	45
8	Achteruitgang in het aantal weidedagen als gevolg van bodemsanering in het Lickebaertgebied van klei-op-veen profielen, met verschillende dikte kleidek en een laag van 10 cm venige klei onder de toplaag. Gemiddelde 1971 t/m 1980	46
9	Vereiste werkdieptes van een mengende spitfrees om concentratie < 10 ng/kg droge grond te bewerkstelligen	47
10	Kostenraming aanleg depot bij te storten hoeveelheid grond van 1,0; 0,5 en 0,25 miljoen kubieke meter	53
11	Uitvoeringskosten en gekapitaliseerde schade van maatregelen in het Lickebaertgebied	53
12	Hoeveelheid dioxinen in de bodem (nanogram per vierkante meter) in relatie tot de afstand vanuit het hart van de Nieuwe Waterweg, in noord-oostelijke richting	54
13	Concentratie dioxinen in melkvet, 25 jaar na een bepaalde maatregel (nanogram per kg melkvet)	57

FIGUREN

1	Begrenzing van het Lickebaertgebied met blijvende landbouwkundige bestemming	18
2	Karakteristieke overgang van klei naar veengronden en de representatieve bodemprofielen	19
3	Bodemkundig landschappelijke overzichtskaart, schaal 1 : 25 000	21
4	Peilvakindeling Lickebaertgebied en winterpeilen	25
5	Overzicht alle subsystemen dioxinen transportmodel	30
6	Samenhang subsystemen in vereenvoudigd dioxinen transportmodel	31
7	Empirisch bepaalde samenhang tussen vochtspanning op 5 cm diepte en indringingsweerstand van penetrometer a. huidige toplaag; b. huidige toplaag zonder zode; c. laag 10 - 30 cm onder maaiveld, zonder zode; d. mengsel toplaag en halfgerijpte ondergrond, met beworteling van pas ingezaaid gras e. veldmetingen proefboerderij "De Vliert", 1984-1986	40
8	Samenhang tussen vochtspanning, vochtgehalte en onverzadigde doorlatendheid, gemiddelden per horizont: A. klei op veenprofiel pVd; B. klei-profiel pMn53C	42
9	Verloop van neerslag en grondwaterstand op een tweetal lokaties in het Lickebaertgebied	43
10	Saneringsbehoefte Lickebaertgebied als dioxinenconcentratie in de bodem < 10 ng/kg droge grond doel is.	49

Blz.

11	Dwarsdoorsnede depot voor opslag verontreinigde grond	51
12	Relatieve concentratie van in de bodem infiltrerend water, afhankelijk van de afstand vanaf de buitenrand van het depot ($2X/L$) en de verhouding percolatie flux door verontreinigde grond (P) en neerslagoverschot (I-P)	51
13	De procentuele bijdrage van de besmetting via de bodem aan de totale besmetting van melkvee als functie van de verhoudingen tussen de hoeveelheid geconsumeerde grond en gras en de hoeveelheid dioxinen per kg gras en grond.	56

CONCLUSIES

Het Lickebaertgebied ligt ten noorden van de Nieuwe Waterweg, tussen Vlaardingen en Maassluis en omvat 480 ha grond met een blijvende landbouwkundige bestemming.

De bodems in dit gebied zijn onderverdeeld in kleigronden (70% van het areaal) en veengronden met een kleidek van minder dan 0,4 m (30 % areaal) en zijn overwegend als grasland in gebruik.

De thans vastgestelde dioxinenconcentraties variëren van 17 tot 44 nanogram TEQ per kilo droge grond in de eerste centimeter, van 13 tot 55 in de daaropvolgende centimeter en van 10 tot 26 in de laag weer daaronder tot 0,1 m onder maaiveld. Op dieptes groter dan 0,1 m zijn de concentraties minder dan 1 ng/kg droge grond.

Uit deze metingen is een totale netto depositie berekend, die afhankelijk van vermoede depositie historie en lokatie in het gebied uiteen loopt van 30 tot 100 nanogram dioxinen per vierkante meter per jaar.

Dioxinen zijn zeer slecht in water oplosbaar en hechten zich zeer goed aan de in de bodem aanwezige organische stof. Daardoor zijn dioxinen in de bodem vrijwel immobiel en is ook transport door diffusie in de gasfase verwaarloosbaar.

Biologische afbraak in de bodem wordt verwaarloosbaar geacht. Wel vindt onder bepaalde omstandigheden afbraak van betekenis plaats in een dunne toplaag onder invloed van zonlicht (ultra violet). Opname van dioxinen door gewassen uit de bodem via het wortelstelsel lijkt verwaarloosbaar tot zeer gering te zijn.

Gelet op landbouwkundige (redelijke draagkracht na sanering) en milieuhygiënische aspecten (kans op oppervlaktewaterverontreiniging en herbesmetting van de schone toplaag na sanering) zijn een drietal bodemsaneringsmogelijkheden mogelijk:

- a. twee-fasen ploegen, waarbij een laag van 0,1 m zonder vermenging met schone grond wordt verplaatst naar een diepte van 0,3 m onder maaiveld, terwijl de onderliggende schone grond op de verontreinigde laag komt te liggen.
Een goed werkende prototype van een zogenaamde twee-fasenploeg is op het moment beschikbaar. Deze ploeg is inzetbaar op vrijwel alle gronden, behalve op veengronden met een mineraal dek van minder dan 0,4 m.
- b. mengen met een roterende spitmachine. Toepasbaar op elke bodemtype, ook op veengronden met mineraal dek groter dan 0,30 m.
- c. verwijderen van de verontreinigde grond en afvoeren naar een speciaal ingericht depot. Deze methode is toepasbaar op kleigronden en veengronden met kleidekken van meer dan 0,3 m.

Op veengronden met kleidekken minder dan 0,3 m is op grond van landbouwkundige overwegingen geen van de voornoemde saneringen acceptabel. Die gronden zouden in aanmerking komen voor een landbehandeling, die op het moment onvoldoende ver is ontwikkeld voor toepassing op praktijkschaal.

De uitvoeringskosten van de sanering worden voorlopig geraamd op ca. f 1500,- per ha voor tweefasen ploegen, f 1200,- per ha voor mengen met spitmachine en ca. f 70.000,- per ha bij verwijdering van een laag van 0,10 m, afvoer en opslag in een speciaal daartoe ingericht depot. Dit laatste bedrag kan nog veranderen, afhankelijk van de hoeveelheid te storten grond, de transportafstand en de lokatie van het depot.

De landbouwkundige schaden manifesteren zich als een achteruitgang in de draagkracht en daarmee samenhangend het aantal weidedagen in het weideseizoen. Als gevolg van de variabiliteit in de voorkomende bodems, behoeft voor de schaderaming slechts onderscheid te worden gemaakt tussen kleigronden en veengronden met een kleidek van minder dan 0,40 m. Gelet op de huidige voorkomende concentratieverdeling in de bodem in het Lickebaertgebied, zou een laag van 0,1 m moeten worden gesaneerd als de normconcentratie gesteld zou worden op 10 pg TEQ per g droge grond. In dat geval wordt verwacht dat het aantal weidedagen op kleigronden achteruit zal gaan met ca. 20 (ca. f 200,- per ha per jaar) en met ca. 95 dagen op de veengronden zonder peilverlaging (ca. f 1000,- per ha per jaar). Zou peilverlaging worden toegepast en naderhand aangepast aan de maaiveldsdaling, dan is de blijvende schade op de veengronden in het Lickebaertgebied te beperken tot ca. f 500,- per ha per jaar. De gekapitaliseerde schade bedraagt per ha ca. f 8000,- op kleigronden, f 40 000,- op veengronden zonder en f 20 000,- met peilaanpassing.

Gebaseerd op de thans beschikbare metingen en de veronderstelling dat de concentratie dioxinen onder 10 ng/kg droge grond moet liggen, is er geen ingreep nodig op ca. 125 ha in het noordoosten van het gebied. Op ca. 100 ha is de depositie van beperkte omvang en zou een sanering kunnen bestaan uit mengen van de verontreinigde toplaag met een laagje schone ondergrond. Daarbij kan de bewerkingsdiepte beperkt blijven tot 15 cm. Op 190 ha is de verontreiniging groter en komt het twee-fasenploegen of het verwijderen en afvoeren van de verontreinigde laag (10 cm) in aanmerking. Daarnaast wordt nog een oppervlak van ca. 70 ha aangetroffen met een relatief grote verontreiniging. Echter daar komt plaatselijk veengrond voor, met een beperkt kleidek, die na een ingreep niet meer of nauwelijks nog geschikt is voor landbouwkundig gebruik.

Dioxinen worden door vee opgenomen via gecontamineerd gras en verontreinigde grond. De bijdrage van dioxinen uit de verontreinigde grond aan de dioxinen concentratie in koemelk, is geraamd op 15 - 25%. De rest is het gevolg van directe depositie van dioxinen op gras.

De invloed van bodemsaneringsmaatregelen op de verlaging van het dioxine gehalte in koemelk is op lange termijn verwaarloosbaar als de depositie niet wordt verminderd. Zou daarentegen de depositie zeer drastisch worden verminderd, dan zijn voornoemde maatregelen niet nodig, omdat de concentraties in de bodem niet resulteren in dioxinen concentratie in koemelk die boven de norm liggen (6 ng/kg melkvet).

Opgemerkt zij, dat als na sanering er weer een toestand zou ontstaan waarin opnieuw sanering nodig is, de sanering niet nog eens volgens de methode van het tweefasenploegen of spitten kan plaatsvinden. In dat geval komt alleen nog het verwijderen en afvoeren van de top laag in aanmerking. De verwachte blijvende landbouwkundige schade op kleigronden zal dan beduidend hoger liggen dan bij een eenmalige maatregel. Voor een tweede keer een laag verontreinigde grond op veengronden verwijderen is redelijkerwijze niet mogelijk.

1 INLEIDING

Polygechloreerde dibenzo-p-dioxines, in het spraakgebruik aangeduid als dioxinen, zijn kunstmatige verbindingen. Dioxinen ontstaan als ongewenst bijproduct of zijn juist een tussenstap bij bepaalde processen. Ze komen in het milieu terecht door milieurampen (bijvoorbeeld Seveso, 1976), calamiteiten tijdens bepaalde processen (bijvoorbeeld de ontploffing bij Philips-Duphar te Amsterdam, 1963), uit- en afspoeling van ontoereikend geïsoleerde stortplaatsen (Volgermeerpolder, 1980), en via uitstoot van rookgas uit ondermeer kabelbranderijen en vuilverbrandingsinstallaties. In het algemeen gaat het om emissies van zeer geringe hoeveelheden.

Dioxinen behoren tot de meest giftige stoffen die door de mens zijn geproduceerd. De niet giftige grensdosis voor opname door de mens is echter niet precies bekend.

In het Lickebaertgebied vindt depositie plaats van dioxinen. Op verzoek van een veehouder in de "Zuidbuurt" (Lickebaertgebied) werd in het voorjaar van 1989, melk op het voorkomen van dioxinen onderzocht door het Centrum voor Landbouw en Milieu (Volkskrant 15 juli, 1989). De gevonden concentraties waren van dien aard dat een nader onderzoek, maar dan bij meer veehouders, werd ingesteld. Vergeleken met concentraties in niet gecontamineerde gebieden bleken de concentraties in het Lickebaertgebied hoog te zijn.

Voor de staatsecretaris van WVC was het een en ander aanleiding om in afwachting van de totstandkoming van een algemene maatregel van bestuur, een tijdelijke regeling te treffen krachtens artikel 15 van de Warenwet (Staatscourant, 14 juli, 1989). In deze regeling is naast een begripsomschrijving van dioxinen, vastgelegd dat melk voorlopig hooguit 6 picogram toxische equivalenten (TEQ) van 2, 3, 7, 8 TCDD per gram melkvet mag bevatten. Ook is bepaald, dat met name melk, onder andere afkomstig uit het Lickebaertgebied, alleen strikt gereguleerd mag worden afgezet en dat vrije verhandeling verboden is.

De Minister van Landbouw heeft vervolgens mede namens de Minister van VROM en de staatssecretaris van WVC een voorstel voor een "Plan van aanpak" inzake de dioxine problematiek in het Lickebaertgebied ingediend in de Ministerraad op 13 oktober 1989, welk voorstel is goedgekeurd.

In het "Plan van aanpak" wordt uitgesproken, dat indien het onderzoek tijdig de verwachte positieve resultaten oplevert, landbouwkundige maatregelen in de tweede helft van 1990 gerealiseerd kunnen worden. In het voorjaar van 1991 zou dan het uiteindelijke doel: "de productie van schone producten", bereikt kunnen zijn. Landbouwkundige maatregelen moeten als resultaat opleveren dat:

1. er daarna in het Lickebaertgebied weer een veilige en duurzame landbouw mogelijk is;
2. korte termijnmaatregelen samenhangen met lange termijn maatregelen.

Op het moment waarop het plan van aanpak werd geformuleerd werd aangenomen, dat vee met het gras ook verontreinigde grond opneemt (gras wordt soms met wortel en al uit de grond gerukt), die vervolgens verantwoordelijk zou zijn voor de gevonden dioxinenconcentraties in de melk. Tevens is er van uitgegaan, dat gras via het wortelstelsel geen dioxinen uit de bodem opneemt.

Vanuit het oogpunt van volksgzondheid, wordt in veeteeltgebieden voorlopig een toelaatbare concentratie van dioxinen in de toplaag van de bodem aangehouden van ca. 10 picogram TEQ/g droge grond. Daarbij is aangenomen dat vee ongeveer een kilo droge grond per dag opneemt (Van Zorge, 1990). Officieel ligt deze norm nog niet vast en kan derhalve niet worden gehanteerd in de zin van de Wet Bodemsanering.

De aangetroffen dioxinen in melk in het Lickebaertgebied, zou volgens de voornoemde opvatting, het resultaat zijn van langdurige depositie van dioxinen op en in de bodem in het bewust gebied. Tegen deze achtergrond valt het derhalve te verdedigen, dat een eventueel te sterk verontreinigde grond reeds wordt gesaneerd voordat de bron van de emissie is gesaneerd. In de periode die ligt tussen beide ingrepen, zou herbesmetting van beperkte omvang zijn en geen ongewenste neveneffecten opleveren. Als mag worden aangenomen, dat dioxinen in de bodem nagenoeg immobiel zijn, zijn een aantal ingrepen denkbaar:

- de verontreinigde toplaag mengen met een schone laag, waardoor de concentraties worden verminderd. Deze ingreep is in feite vergelijkbaar met grasland vernieuwing en is als zodanig een normale, zij het weinig frekwent voorkomende ingreep. Toegepast op een geheel bedrijf, zal deze ingreep de grasproductie tijdelijk verlagen en zullen er extra vertrappingsverliezen optreden zolang de zode nog onvoldoende draagkrachtig is;
- de (verwachte) dunne laag verontreinigde grond zonder te mengen met een speciale ploeg verplaatsen naar grotere diepte. Daarbij moet echter de de verontreinigde laag op zo'n diepte worden gelegd, dat er vandaaruit geen herbesmetting van de toplaag kan optreden. Hierbij moet dan ook nog rekening worden gehouden met activiteiten van bodemdieren en de kans op menging als transportmiddelen erg diep zouden insporen;
- de verontreinigde toplaag losfrezen en naar een depot afvoeren, waarbij gedacht kan worden aan opslag in sleuven op het perceel zelf of in een speciaal daartoe in te richten depot. Opslag in sleuven op het perceel zelf is alleen mogelijk als er geen kans is op algemene maaiveldsdaling zoals op veengronden en gronden met slappe klei in de ondergrond.

De ingrepen moeten in eerste aanleg milieuhygienisch verantwoord zijn. Dat houdt in dat een maatregel tot gevolg heeft dat enerzijds de dioxinen concentraties in melkvet en dierlijk vet dalen tot onder de norm en anderzijds er bij bepaalde ingrepen geen

herbesmetting van de toplaag vanuit de verplaatste verontreinigde laag kan optreden. Daarnaast mogen er geen emissies van betekenis optreden naar het oppervlakte water.

Het onderzoek is gericht op een tweetal hoofdaspecten:

1. de te verwachten milieu effecten van ingrepen. Ten behoeve van dit aspect is een literatuuronderzoek ingesteld om de fysisch-chemische eigenschappen van dioxinen te achterhalen. Daarnaast is de verplaatsing van dioxinen in de bodem met behulp van een transportmodel bestudeerd;
2. gelet op de bodemkundige- en hydrologische gesteldheid, de mogelijkheden voor en landbouwkundige gevolgen van ingrepen. Daarbij gaat het om de aard en areaal van voorkomende bodemtypen, uitvoeringstechnische aspecten, kosten van ingrepen en blijvende schade aan de grond tengevolge van de ingrepen.

Het onderzoek is uitgevoerd in samenwerking met het IMAG, dat een speciale ploeg (zgn. twee-fasen ploeg) heeft ontwikkeld voor het mengingsvrij verplaatsen van verontreinigde bodemlagen naar grotere diepte. Het RIVM heeft bodemonsters op het voorkomen van dioxinen onderzocht.

Het onderzoek is opgedeeld in een tweetal fasen. In de eerste fase is aan de hand van modelstudies een schatting gemaakt van te verwachten milieu effecten en landbouwkundige gevolgen van ingrepen. In de tweede (vervolg)fase zullen veelbelovende methoden in een praktijkproef nader worden bestudeerd.

In dit rapport zijn de onderzoeksresultaten uit de eerste fase vastgelegd en zijn conclusies getrokken met betrekking tot de wenselijkheid en effecten van maatregelen.

2 BODEMKUNDIGE EN HYDROLOGISCHE GESTELDHEID

Ter vaststelling van de aard en arealen van voorkomende bodemtypen in het Lickebaertgebied is een bodemkaart en een grondwatertrappenkaart (gt-) samengesteld op een schaal 1 : 5000. Daarbij is gebruik gemaakt van de bestaande bodem- en gt-kaart, schaal 1 : 10 000, van het reconstructiegebied Midden-Delfland. Alleen de gebieden met een blijvende landbouwkundige bestemming zijn in de kartering betrokken. Daartoe is de begrenzing overgenomen van het "Ontwerp-plan voorzieningen voor het gebied Lickebaert" in de Reconstructie Midden-Delfland (fig 1).

De veldopname bestaan uit 8 boringen per ha. Hiervan zijn van 4 boringen de profielen tot 120 cm - m.v. beschreven en van de overige zijn de profielen tot een diepte van 60 cm - m.v. geco-deerd. De beschrijvingen tot 120 cm - m.v. zijn ook opgeslagen op een magneetband.

De gronden zijn ingedeeld aan de hand van het classificatie-systeem van de Nederlandse gronden (De Bakker en Schelling, 1966). Daarnaast is een onderverdeling aangebracht op basis van het lutumgehalte (deeltjes $< 2 \mu\text{m}$), het profielverloop en het kalkverloop. Hieruit is een codering samengesteld en is de legenda ontworpen.

Plaatselijk voorkomende profielafwijkingen (bv. venige tussenlaag bij de kleigronden) zijn met een toevoeging aan de code aangegeven.

2.1 Bodemkundige gesteldheid

Het gebied bestaat grofweg uit veengronden en kleigronden. De veengronden werden af door veenstroompjes. Door diverse doorbraken en inunderingen vanuit de zee is klei afgezet in deze geultjes. Tijdens stormen is soms veen weggeslagen en op die plaatsen is zand en klei afgezet. Dit proces heeft zich vele malen in fasen herhaald. De afzettingen tijdens dit proces worden de "Afzettingen van Duinkerke" genoemd. Deze liggen nu als ruggen (door klink en oxydatie van klei en veen rondom de zandlichamen), kommen en afdekking van veengronden in het terrein.

2.2 Bodemkaart

Op de bodemkaart, schaal 1 : 5000 zijn 39 bodemtypen onderscheiden. Op grond van bodemkundige en landschappelijke kenmerken zijn de bodemtypen samengevoegd in vijf groepen. Een aantal van deze bodemtypen ligt op ruggen, kreekgronden (2), waarop plaat-

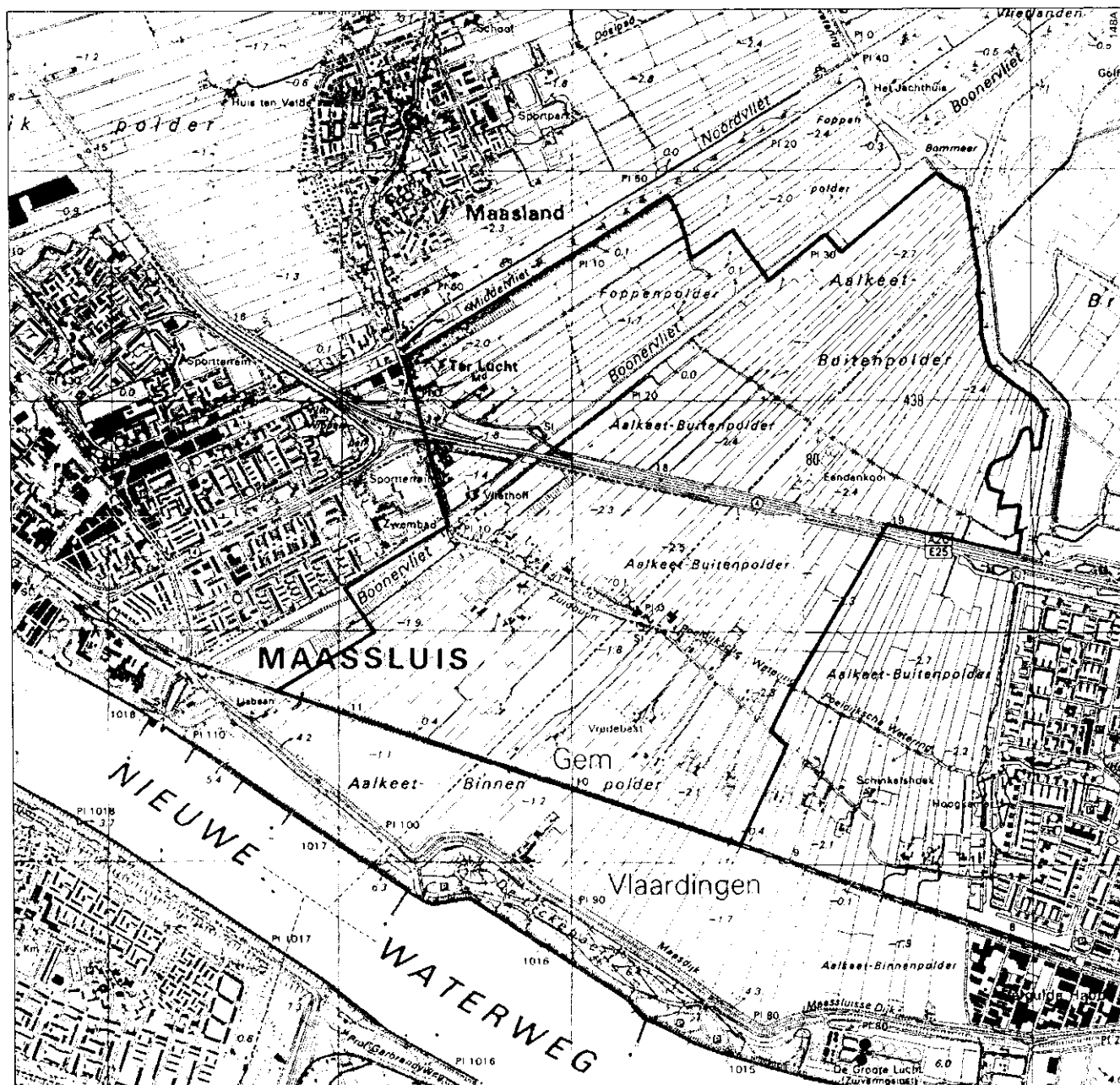


Fig. 1 Begrenzing van het Lickebaertgebied met blijvende landbouwkundige bestemming.

selijk oude bewoningsgronden zijn ontstaan (1). Daarnaast ligt een aantal bodemtypen in kommen, kom- op kreekgronden (3) en kom- op veengronden (4). Verder komen veengronden voor (5).

Van de meest voorkomende bodemtypen worden hierna de profielopbouw en de geschiktheid na een eventuele ingreep toegelicht. Een voorbeeld van een oude bewoningsgrond (1) is EK53C (tuineerdgronden). Ze zijn ontstaan door eeuwenlange bemesting uit de potstal. Deze gronden hebben een minerale eerdlaag van 50-80 cm dikte. Hierin komt een niet-kalkrijke, zware kleilaag voor. Onder de minerale eerdlaag ligt kalkrijk materiaal, dat bestaat uit zware zavel en lichte klei.

Een voorbeeld van kreekgronden (2) is pMn55B, leekkeerdgronden, en Mn55B, poldervaaggronden. Deze bodemtypen onderscheiden zich alleen door hun bovengrond. "pMn55B", een eerdgrond, heeft een 20-30 cm dikke minerale eerdlaag (p). Mn55B daarentegen, heeft een 5-15 cm dikke humeuze laag (vaaggrond). De humeuze bovengrond bevat 8-10% organische stof. De bovenste 40-50 cm bevat 30% lutum (lichte klei, code 5), het lutumgehalte neemt naar beneden plaatselijk af. Het zijn aflopende en homogene profielen. In de bovenste 40-50 cm bevindt zich geen of zeer weinig kalk. Hieronder wordt het profiel kalkrijk.

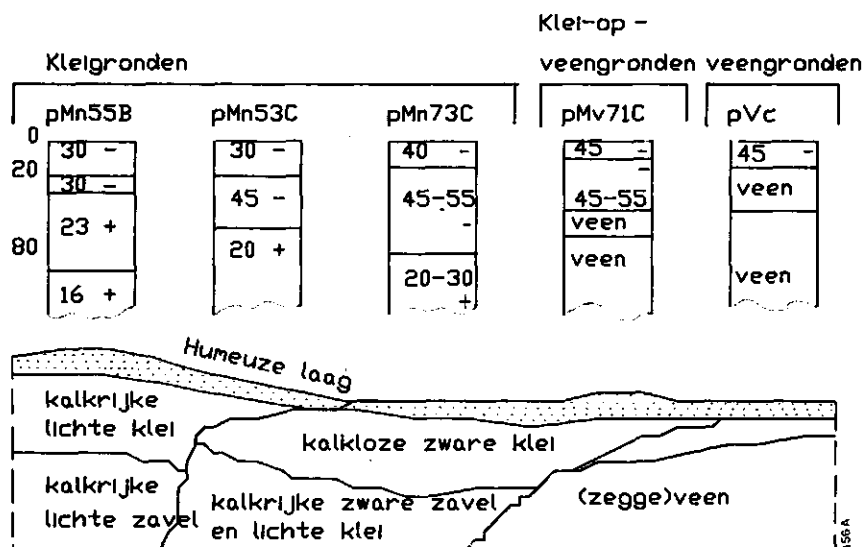


Fig. 2 Karakteristieke overgang van klei naar veengronden en de representatieve bodemprofielen.

Vanwege hun zwaarte en profielopbouw zijn dit gronden met ruime mogelijkheden voor zowel akkerbouw als voor weidebouw. Wanneer een laag(je) wordt verwijderd, wordt de minerale eerdlaag erg dun bij pMn55B. De humeuze bovengrond van Mn55B verdwijnt helemaal. Het zal daarna geruime tijd (ettelijke jaren) duren eer er weer een minerale eerdlaag ontstaat (fig 2).

Voorbeelden van kom- op kreekgronden (3) zijn pMn53C en pMn73C, leekerdgronden, en Mn53C en Mn73C, poldervaaggronden. Deze bodemtypen onderscheiden zich door het wel of niet voorkomen van een eerdlaag en door een andere lutumklasse. De eerdlaag van pMn53C en van pMn73C is ongeveer 30 cm dik, die van Mn53C en van Mn73C is 5-15 cm. Het profiel van pMn53C en van Mn53C is op het profielverloop na gelijk aan bovengenoemde gronden: In de bovengrond bevindt zich evenals bij pMn55B en Mn55B 8-10% organische stof. Ook is het lutumgehalte ongeveer hetzelfde. Direkt onder de bovengrond komt echter een 20-40 cm dikke, kalkloze, zware kleilaag voor waarin zich 45-55% lutum bevindt. De eronder liggende laag bestaat uit kalkrijke, lichte klei (30% lutum) en gaat vaak over in kalkrijke, zware zavel (22% lutum). Aangezien bij deze gronden een betrekkelijk dunne laag lichte klei op zware klei rust, komt na verwijdering van zo'n dun laagje (10-20 cm) de zware klei aan of bijna aan de oppervlakte. Dit heeft een zeer nadelige invloed op de bewerking en op de vorming van een minerale eerdlaag. Ook het opnieuw inzaaien en de vorming van een zode geeft problemen. De bovengronden van pMn73C en van Mn73C verschillen weinig met die van pMn53C en van Mn53C. Bij deze gronden speelt het lutumgehalte vanaf het maaiveld een belangrijke rol. Deze bodemtypen bevatten vanaf maaiveld 40-50% lutum in de humeuze (eerd)laag. Vanaf 20-30 cm - m.v. wordt de kalkloze, zware klei nog zwaarder (45-55%). Op een diepte van 60 tot 80 cm - m.v. gaat de zware klei over in kalkrijke, lichte klei en dieper soms in zavel.

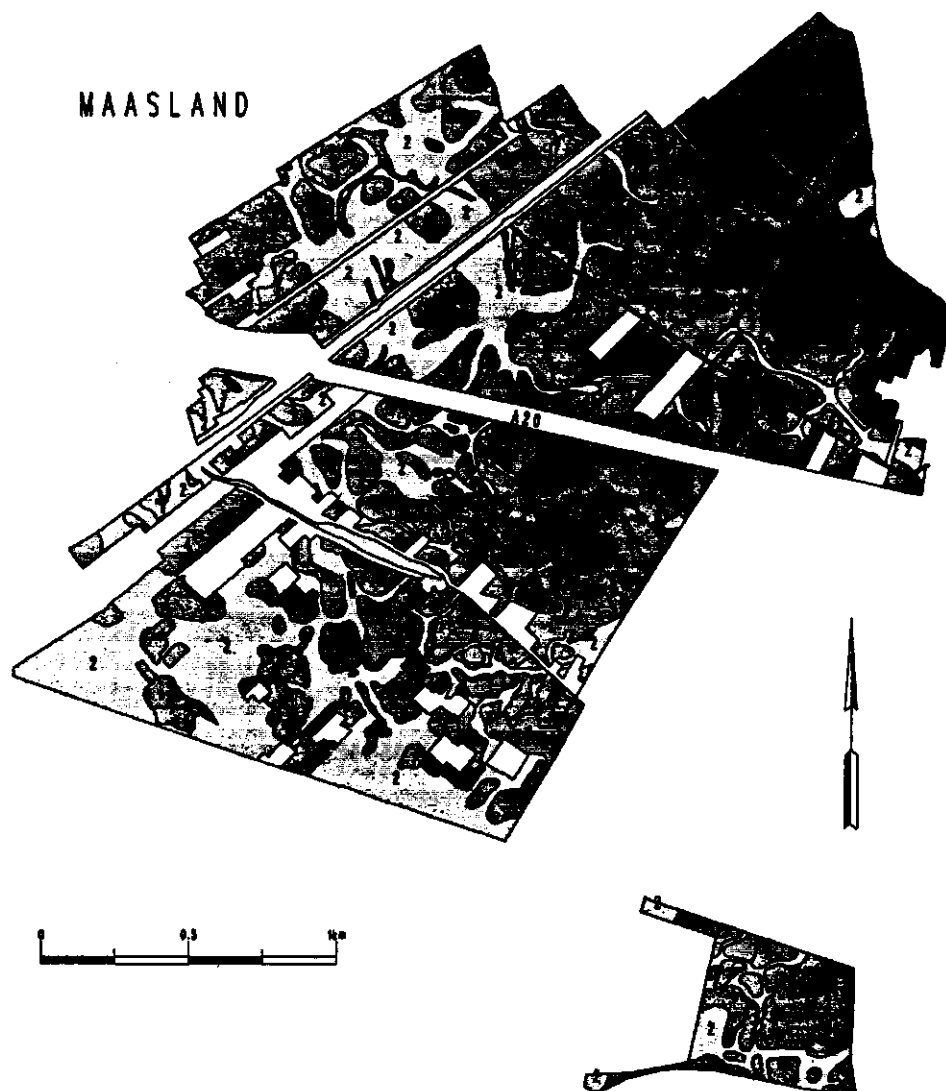
Deze gronden zijn eigenlijk alleen maar geschikt voor weidebouw. In het groeiseizoen kan vochttekort optreden als gevolg van een te trage capillaire aanvoer vanuit het grondwater. Tevens scheuren deze gronden snel. Andere beperkingen van deze gronden zijn de mogelijkheden voor bewerking.

Voorbeeld van een kom- op veengrond (4) is pMv71C, liekeerdgronden. Op de bodemkaart zijn 4 bodemtypen (pMd71C, pMv71C, Md71C en Mv71C) onderscheiden. Ook bij deze bodemtypen is onderscheid gemaakt tussen eerdgronden (15-30 cm) en vaaggronden (5-15 cm). De minerale eerdlaag of de humeuze bovengrond bevatten 10-15 % organische stof. Het lutumgehalte bedraagt 45%. Hieronder bevindt zich een kalkloze, zware kleilaag die 45-55% lutum bevat en die op ongeveer 50 cm - m.v. overgaat in veen. Soms komt in deze kleilaag een sterk veraarde veenband voor, die erg brokkelig is en daardoor goed doorlatend. Op de overgang van de zware klei naar het veen komt eveneens een sterk veraarde veenlaag voor van 10-40 cm dikte. Dit veenlaagje is verteerd zeggeveen en ligt op een zeggeveenondergrond (pMv71C).

Deze gronden kunnen verdrogen vanwege die veraarde veenlaag. Het contact met de ondergrond is veelal verbroken. Op deze gronden kan men indrogende bovengronden verwachten. Het zijn gronden die maar matig geschikt zijn voor weidebouw. De gronden hebben ook hun beperkingen voor de verwerking. Na eventueel verwijderen van een laag van 10-20 cm onstaat een veengrond met een kleidek. Het veentussenlaagje kan aan de oppervlakte komen waardoor een erg ongunstige situatie ontstaat.

SANERINGSGEBIED LICKEBAERT

Bodemkundig landschappelijke overzichtskaart, schaal 1:25000
 (afgeleid van de bodemkaart schaal 1:5000)



MAASLAND

VLAARDINGEN

Legenda

Benaming van gronden op Bodemkaart schaal 1:25000	Benaming van gronden op Bodemkaart schaal 1:5000	Grondwatertrappen van Grondwater- trappenkaart schaal 1:5000
Oude bewoningsgronden	tuineerdgronden	IIla, IIlb, VIa, VIIa
Kreekgronden	leekeerdgronden tochteerdgronden poldervaaggronden	IIa, IIIa, IIlb, IVu, VIa Ia, IIa, IIIa, IIlb IIIa, IIlb, IVu, Vaa, Vbo, VIa
Kom-op kreekgronden	leekeerdgronden tochteerdgronden broekeerdgronden plaseerdgronden nesvaaggronden poldervaaggronden	IIa, IIIa, IIlb, IVu, VIa IIa, IIIa, IIlb IIIa, IIlb IIa, IIIa IIa, IIIa IIIa, IIlb, IVu, Vaa, VIa
Kom-op veengronden	lieedeerdgronden drechtvaaggronden	IIa, IIIa, IIlb IIa, IIIa, IIlb
Veengronden	koopveengronden weideveengronden	IIa IIa, wIIa, IIlb



STARING CENTRUM WAGENINGEN
 Instituut voor onderzoek van het Landelijk Gebied
 Opdrachtgever: Min. v. L.N.V.
 Opname: 1990 o.l.v. A. Scholten
 Topografie: -
 Kartografie: H. de Wijer
 © 1990

Een voorbeeld van veengronden (5) is pVc, een weideveengrond. Evenals bij de andere gronden is hier ook een indeling gemaakt naar het voorkomen van een meer of minder duidelijke eerdlaag. Ook is bij de veengronden een indeling gemaakt naar het voorkomen van het soort veen (pVc, kVc en pVd; c = zeggeveen of riet-zeggeveen en d = bagger of verslagen veen) en naar het voorkomen van klei (pVk) in de ondergrond. Het kleidek is bij de meeste veengronden ongeveer 20 cm dik. In dit kleidek is soms nog een dun veraard, brokkelig veenlaagje aanwezig. De klei heeft een organisch-stofgehalte van 10-18%. Het lutumgehalte van de klei bedraagt 40-50%. De overgang naar de veenondergrond verloopt via een veraarde brokkelige veenlaag. Op ongeveer 50-60 cm - m.v. begint de veenondergrond met meestal een herkenbare veensoort, (riet)zeggeveen (pVc). Is dit niet het geval dan hebben we te maken met bagger, verslagen veen (pVd) of ongerijpte klei (pVk). Deze kleilaag kan in de overgang van veen naar klei, in de rietkleizone, potentiële kattenklei (zure grond) bevatten. Het kleidek geeft nog enigszins stevigheid aan de bovengrond. Zou men in het kader van sanering een laagje verwijderen dan wordt de ongunstige draagkracht alleen maar ongunstiger.

In fig. 3 is een kaart weergegeven waarin de verbreiding van de hiervoor omschreven hoofd-bodentypen is weer gegeven. Het Lickebaertgebied ligt in een overgangsfase tussen kleiafzettingen en veengronden. Deze laatste komen overwegend in het noord-oosten van het gebied voor. In tabel 1 is een overzicht gegeven van de oppervlaktes van de belangrijkste bodemtypes in het gebied.

Tabel 1 Oppervlaktes van legenda-eenheden van de bodemkundige-landschappelijke overzichtskaart, schaal 1 : 25 000.

Legenda-eenheid	oppervlakte (ha)
1 Oude bewoningsgronden	12
2 Kreekgronden	137
3 Kom- op kreekgronden	115
4 Kom- op veengronden	120
5 Veengronden	97
Totaal (excl. bebouwing etc.)	481

2.3 Hydrologische gesteldheid

2.3.1 Grondwatertrappen

De grondwatertrappenkaart is samengesteld aan de hand van profielkenmerken, dit zijn o.a. blekingsverschijnselen en roestverschijnselen. Daarnaast is bij de samenstelling van deze kaart het polderpeil en onderbemaling betrokken.

In dit gebied bevindt zich slechts een betrouwbare grondwaterstandsbuis van de Dienst Grondwaterverkenning TNO. Ter plaatse van deze buis is de GHG (Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand) ca. 20 cm en de GLG (Gemiddelde Laagste Grondwaterstand) ca. 100 cm -m.v. en behoort tot grondwatertrap IIIa.

Tussen de grondwatertrappen en de polderpeilen bestaat een samenhang. Omdat echter in de poldergebieden geen enkele peilbuis van de Dienst Grondwaterverkenning aanwezig is, is daarom alleen aan de hand van profielkenmerken de grondwatertrappenkaart vervaardigd.

Grondwatertrap IIa (GHG = 10 cm - m.v. en GLG = 60-70 cm - m.v.) komt het meest voor. Bijna alle veengronden en kleigronden met een veenondergrond komen voor met deze grondwatertrap. De grondwatertrappen IIIa (GHG = 10-25 cm - m.v. en GLG = 100 cm - m.v.) en IIb (GHG = 25-40 cm - m.v. en GLG = 100 cm - m.v.) komen voor in kommetjes tussen de stroomruggen. De grondwatertrappen IVu (GHG = 40-60 cm - m.v. en GLG = 100-120 cm - m.v.) en VIo (GHG = 60 -cm - m.v. en GLG = 120-150 cm - m.v.) wordt aangetroffen bij gronden die op ruggen liggen. De grondwatertrappen Va (GHG = 10-25 cm - m.v. en GLG = 120-150 cm - m.v.) en Vb (GHG = 25-40 cm - m.v. en GLG = 120-150 cm - m.v.) komen voor ten zuiden van Zuidbuurt. Dit zijn grondwatertrappen met een tamelijk grote fluctuatie. In dit deel van het gebied komen kleigronden voor die in de diepte overgaan naar soms zeer lichte zavel. Het grondwater kan zich hierin vrij gemakkelijk verplaatsen (grondwatertrappen met een tamelijk grote variatie).

In het zuiden komt op een terp of op een enkele plaats op een rug grondwatertrap VIIo (GHG = 100 cm - m.v. en GLG = 160-180 cm - m.v.) voor.

2.3.2 Polderpeilen

In het "Deelplan Lickebaert" van de Reconstructiecommissie Midden-Delfland omschrijft men de hoogte van de polderpeilen aldus: "Op basis van de huidige situatie, de toekomstige functie van de diverse gebieden en de daarmee samenhangende meest gewenste grondwaterstanden wordt voor de diverse gebiedsdelen aanpassing van de peilen voorgesteld. Daartoe zijn uitgaande van een ontwateringseis van 30 cm - m.v. de gewenste winterpeilen berekend. De daarvoor noodzakelijke polderpeilverlagingen variëren van 0-40 cm. De ontwerp-polderpeilen zijn samengevat in tabel 2 en weergegeven in fig. 4.

Met name vanwege de aanwezige natuurwaarden in gebieden met een belangrijke functie voor de natuur wordt geen peilverlaging voorgesteld in het noordelijk deel van de Aalkeet-Buitenpolder (gebied II).

Tabel 2 Overzicht ontwerp-polderpeilen (maten in m t.o.v. N.A.P.).

Gebied	Goedgekeurde peilbesluiten		Geconstateerd huidige peil		Ontwerp-peil	
	zomer	winter	zomer	winter	zomer	winter
I	-2,57	-2,72	-2,64	-2,75	-2,90	-3,00
I*	-2,57	-2,72	-	-	-2,57	-2,72
II	-2,68	-2,72	-2,78	-2,85	-2,75	-2,85
III	-2,68	-2,73	-2,78	-2,85	-3,00	-3,10
IV	-2,28	-2,54	-2,40	-2,45	-2,70	-2,80
V	-2,29	-2,54	-2,40	-2,45	-2,35	-2,45

De voorgestelde polderpeilen in de diverse gebieden zijn zodanig dat voor de intensieve recreatiegebieden en de optimaal voor de landbouw in te richten gebieden geen onderbemalingen noodzakelijk zijn.

Polygechloreerde dibenzo-p-dioxines (PCDD's) behoren tot de gechloreerde aromatische koolwaterstoffen. Ze worden gekenmerkt door drie zeshoekige ringstructuren waaraan een tot acht chlooratomen kunnen vastzitten (zie V.d Bolt, 1990). Dibenzofuranen (PCDF's) zijn soortgelijke stoffen met een directe C-C binding. Er bestaan 75 PCDD-en 135 PCDF-isomeren. Dioxines en furanen kunnen ook worden gevormd in aanwezigheid van (mengsels van) andere halogenen. De broomvormen zijn even giftig als de PCDD's, de andere verbindingen zijn minder giftig (fluorverbindingen) of minder stabiel (joodverbindingen) en daardoor minder relevant.

De giftigheid van de dioxines en furanen wordt bepaald door de plaats en het aantal chlooratomen. De meest giftige dioxine is de isomeer 2, 3, 7, 8-tetrachloro dibenzo-p-dioxine (TCDD). De giftigheid van andere dioxines en furanen wordt vaak vergeleken met die van TCDD en wordt dan uitgedrukt in toxische equivalenten TCDD.

Dioxines kunnen ontstaan bij temperaturen van 300-600 °C of door fotochemische processen indien geschikte grondstoffen aanwezig zijn via een veelheid aan reacties. De dioxines (bij temperaturen beneden 300 °C in vaste fase) komen via de lucht of in oplossing in het milieu terecht. Bronnen van waaruit dioxines vrij komen zijn: het gebruik van chemicaliën, die met dioxines zijn verontreinigd, verbranding bij onvoldoende hoge temperaturen, vorming bij uit de hand gelopen chemische productieprocessen, en ontoereikend geïsoleerde opslagplaatsen van chemisch afval. De vorming onder natuurlijke omstandigheden wordt verwaarloosd omdat de kans erg klein is dat de benodigde grondstoffen in voldoende hoge concentraties in de natuurlijke omgeving aanwezig zijn en omdat de afbraakprocessen onder deze omstandigheden sneller verlopen dan de vorming.

Dioxines en furanen zijn chemisch bijna inert (ze oxideren noch reduceren bij omgevingstemperatuur en reageren niet met zuren of basen). Dioxines verbranden volledig bij temperaturen boven 800 °C. Dioxines worden onder invloed van ultraviolet (zon)licht afgebroken. Bij deze fotochemische reactie worden chlooratomen afgesplitst maar kunnen ook C-O-bindingen worden verbroken.

De fotochemische afbraak is zeer snel voor dioxines in de gasfase (halfwaardetijd enkele seconden), snel voor neergeslagen dioxines bij aanwezigheid van een protonen-donor (halfwaardetijd enkele uren) en langzaam voor dioxines in de vaste fase zonder protonen-donor (halfwaardetijd enkele dagen).

Zonder protonendonor worden de chlooratomen op de 1, 4, 6 en 9 plaatsen het snelst afgesplitst en blijven de giftige isomeren over, in aanwezigheid van een protonendonor worden de chlooratomen op de 2, 3, 7 en 8 plaatsen afgesplitst en ontstaan andere, minder giftige dioxines.

Afbraak van dioxines aan het bodemoppervlak vindt plaats zonder donor, afbraak van dioxines geadsorbeerd aan de plant lijkt te kunnen gebeuren in aanwezigheid van een waterstofatoom-donor: de vette, wasachtige laag aan het bladoppervlak. De fotochemische afbraak is een zeer belangrijk proces omdat het vooralsnog de enige weg vormt waarlangs dioxines uit het milieu kunnen verdwijnen. Proeven waarbij een organische protonendonor op het bodemoppervlak werd aangebracht resulteerden binnen enkele dagen in een volledige afbraak aan het bodemoppervlak en een gedeeltelijke afbraak tot enkele centimeters diepte.

Deze methode is nog niet op grote schaal toegepast wegens het vermoede gevaar van uitspoeling naar diepere lagen.

Met de halfwaardetijden gemeten door Nestricks en Lamparski (1980) is berekend wanneer minder dan 10% van de initiële hoeveelheid dioxines aan het oppervlak resteert (tabel 3.1).

Tabel 3 Benodigde blootstelling aan zonlicht (dagen) om 90% van de dioxines af te breken naar gegevens van Nestricks en Lamparski (1980).

isomeer	2, 3, 7, 8-TCDD	OCDD
geen protonen donor	20	230
wel protonen donor	0,13	6,8

Hierbij moet worden opgemerkt dat voor omrekenen naar de tijd die nodig is onder veldomstandigheden moet worden gecorrigeerd voor de intensiteit van het opvallende licht (seizoen, breedtegraad en adsorptie door het gewas) en de uren zonneshijn per dag (seizoen en bewolgingsgraad). Wanneer voor een Nederlandse zomer 12 zonne-uren per dag worden verondersteld, een bewolgingsgraad van 50% en een adsorptie door het gewas op nul wordt gesteld (kort maaien), is de tijd die onder die omstandigheden nodig is voor een reductie van de besmetting tot 10 % van de oorspronkelijk aanwezige hoeveelheid dioxinen bij benadering vier keer zo groot als de tijden uit tabel 3. Bij aanwezigheid van een protonendonor vindt volledige afbraak binnen een groeiseizoen plaats, zonder protonendonor wordt TCDD binnen een groeiseizoen afgebroken maar duurt de afbraak van OCDD enkele jaren.

Het lot van de dioxines en furanen in het milieu vanaf het moment van vrijkomen in de atmosfeer wordt schematisch weergegeven in fig. 5. Gebaseerd op het model TRANSOL (Kroes en Rijtema 1989) is een rekenmodel ontwikkeld dat dit systeem grotendeels beschrijft. Omdat de voor deze studie door het RIVM geschatte depositie een netto-depositie is, zijn de modelberekeningen niet met het uitgebreide model gemaakt maar met TRANSOL. Het beschreven systeem ziet er dan ook een stuk eenvoudiger uit (fig. 6). De berekeningen zijn uitgevoerd voor een profiel (40 cm humeuze klei op veen) waarbij de hydrologische situatie is geschematiseerd met behulp van WATBAL (Berghuijs-van Dijk 1985).

Om de invloed van een aantal niet door TRANSOL beschreven processen te kwantificeren zijn aanvullende berekeningen gemaakt. De subsystemen van het uitgebreide model worden, aangevuld met de resultaten van de berekeningen, puntsgewijs beschreven.

3.1 Model subsystemen

Direct na het ontstaan bevinden de dioxines zich in de gasfase. In deze toestand worden de dioxines snel fotochemisch afgebroken, maar ook kunnen ze worden geadsorbeerd aan of neerslaan op vaste deeltjes in de lucht en gaan daarbij over in de vaste fase. Vanuit die toestand kan er verdamping van dioxinen optreden, waarna weer fotochemische afbraak mogelijk is. Er treedt dus een vertraging in de afbraak op als gevolg van adsorptie. Zowel de fotochemische afbraak, de neerslag op vaste deeltjes in de lucht en de verdamping vanuit de vaste fase zijn niet in het model opgenomen omdat hiervoor onvoldoende gegevens voorhanden zijn.

Onder invloed van de zwaartekracht slaan de stofdeeltjes neer op het bodemoppervlak (droge depositie) of worden door regenval meegevoerd (natte depositie). In de modelberekeningen is verondersteld dat de volledige depositie van dioxines via de regenval plaats vindt. Een deel van de depositie wordt geadsorbeerd door het gewas, het overblijvende deel valt door naar het bodemoppervlak. De factor die deze verdeling beschrijft is afhankelijk van gewaseigenschappen en intensiteit van de neerslag. Het RIVM geeft voor de historische netto-depositie een waarde van 50 tot 70 ng teq m^{-2} jaar $^{-1}$ gedurende de eerste 25 jaar en de afgelopen paar jaar 20 ng teq m^{-2} jaar $^{-1}$ (Langeweg 1990). De verdelingsfactor voor de hoeveelheid depositie op het gewas wordt geschat op 0,8.

Aan het bodemoppervlak vindt langzame fotochemische afbraak plaats en kunnen de dioxines door dit grensvlak vervluchtigen. Met behulp van een eenvoudige berekening is gebleken dat voor het Lickebaertgebied de vervluchtiging via diffusie in de gasfase door het bodemoppervlak verwaarloosbaar klein is. De flux is $0,1 \cdot 10^{-6}$ tot $100 \cdot 10^{-6}$ ng m^{-2} jaar $^{-1}$. Deze lage waarde wordt veroorzaakt door het hoge organische stofgehalte van de bovengrond (20%) en de grote distributiecoëfficiënt voor organisch koolstof en water (Log Koc = -7) waardoor de dioxines sterk worden geadsorbeerd zodat de concentratie in het bodemvocht laag is. Daardoor is de partiële gasdruk in de gasfase laag en wordt diffusie sterk belemmerd.

Zijwaarts transport aan het bodemoppervlak tengevolge van wind-erosie is verwaarloosbaar klein vanwege het hoge lutumgehalte van de bovengrond. Ook oppervlakkige afstroming is volgens de modelberekeningen in het Lickebaertgebied geen belangrijk proces. Het oppervlaktewater systeem in het Lickebaertgebied moet dan ook voornamelijk in de studie worden betrokken vanwege de directe belasting door depositie.

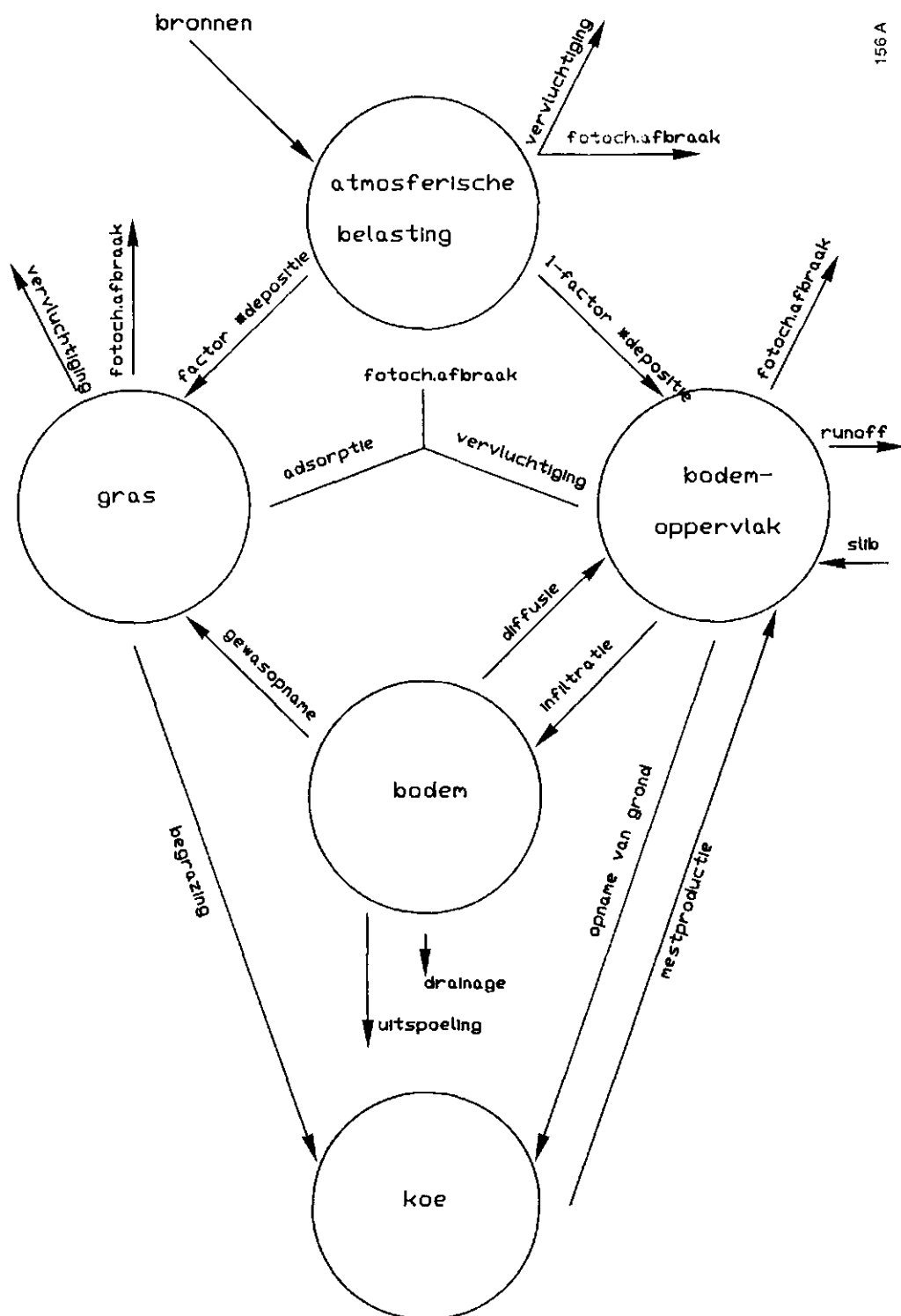


Fig. 5 Overzicht alle subsystemen dioxinen transport model.

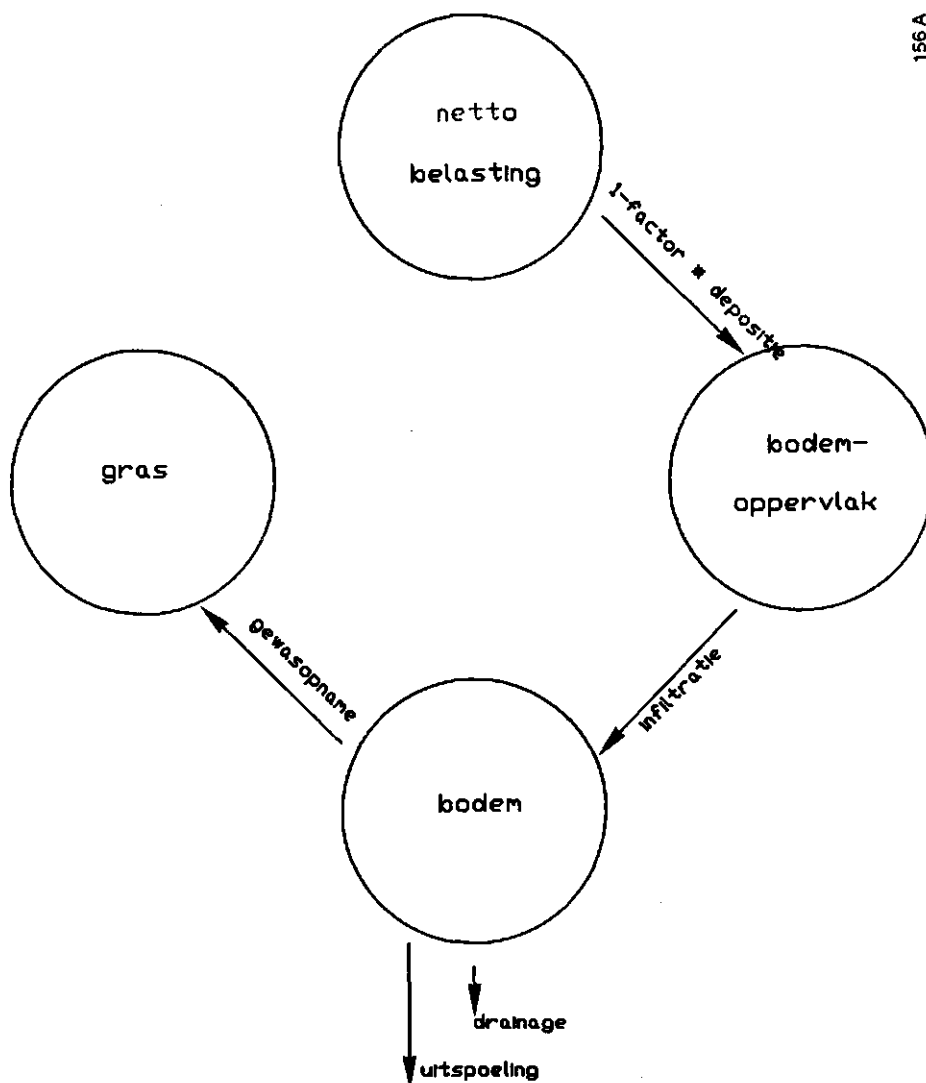


Fig. 6 Samenhang subsystemen in vereenvoudigd dioxinen transport-model.

Het is zeer wel denkbaar dat via het jaarlijks spreiden van bagger uit de sloten over de percelen de bovengrond incidenteel opnieuw verontreinigd wordt.

Voor de modelberekeningen is verondersteld dat de dioxines oplossen in het regenwater en zo het bodemsysteem binnendringen. De concentratie in het regenwater kan niet groter zijn dan de oplosbaarheid voor dioxines. De oplosbaarheid varieert van $5 \cdot 10^{-6}$ tot $5 \cdot 10^{-13}$ mol/l en neemt af naarmate het aantal chlooratomen toeneemt. De concentratie van dioxine in het regenwater is berekend door de totale jaarlijkse depositie ($50 \text{ ng teg } m^{-2} \text{ jaar}^{-1}$) te delen door de langjarig gemiddelde regenval ($0,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$). De aldus berekende concentratie ($2 \cdot 10^{-10}$ mol/l, $M = 322$ voor TCDD) is ongeveer gelijk aan de oplosbaarheid voor TCDD.

Een deel van de besmetting van de bovengrond verdwijnt door consumptie door het vee. Omdat niet alle ingenomen dioxine beschikbaar is voor het vee wordt een deel hiervan weer uitgescheiden via de mest en komt weer op het bodemoppervlak terecht.

De dioxines komen het bodemsysteem in oplossing binnen. Transport van dioxine in de bodem vindt plaats doordat het wordt meegevoerd door het medium waarin het is opgelost (convectie). Adsorptie aan organisch bodemmateriaal vertraagt de convectie van het dioxine.

Vier media voor convectie kunnen worden onderscheiden:

1. Water; de verplaatsing van dioxine in de bodem als gevolg van convectie met water is klein door de lage oplosbaarheid van dioxines in water en door de sterke mate van adsorptie aan organisch bodemmateriaal die het transport vertraagt. Uit literatuuronderzoek blijkt dat de grootste hoeveelheid dioxines in de eerste centimeters van het bodemprofiel wordt aangetroffen.
2. In water opgelost organisch materiaal; dioxines kunnen zijn geadsorbeerd aan in water opgelost organisch materiaal en daardoor over grote afstanden worden getransporteerd.
3. Door water verplaatste deeltjes; bodemdeeltjes waaraan dioxine is geadsorbeerd kunnen door de stroming van het bodemvocht worden verplaatst.
Het is niet waarschijnlijk dat deeltjestransport een belangrijke bijdrage levert aan het transport van dioxinen en is daarom niet in het model opgenomen.
4. Organische oplosmiddelen; de oplosbaarheid voor dioxines in dergelijke stoffen is vaak aanmerkelijk groter dan in water. Omdat normaal geen grote hoeveelheden organische oplosmiddelen onder grasland aanwezig zijn, is deze mogelijkheid verwaarloosd.

Ten aanzien van drie andere processen die theoretisch van belang kunnen zijn voor de lotgevallen van dioxinen in de bodem kan het volgende worden opgemerkt:

- transport in de gasfase via diffusie is niet in het model opgenomen omdat de fluxen tengevolge van het hoge organische stofgehalte van de bodem verwaarloosbaar klein zijn;
- het is onzeker of dioxines in de bodem door microorganismen worden afgebroken. Duidelijk is echter dat zo het al voorkomt, het om zeer kleine hoeveelheden gaat. In het model is de afbraak van dioxines in de bodem op nul gesteld.
- dioxines kunnen het bodemsysteem verlaten via gewasopname door vee, door drainage naar het oppervlakte water en door uitspoeling naar het grondwater. De modelberekeningen tonen aan dat zowel via drainage als via wegzijging geen dioxinen worden afgevoerd. Dit betekent dat er geen milieu effecten optreden via de ontwateringsmiddelen.

Juist omdat het bij dioxinen om zulke geringe hoeveelheden gaat, kunnen andere vormen van transport bijdragen aan de verspreiding in het milieu. In de toegepaste modellen wordt deze invloed niet gekwantificeerd. Het gaat om:

- transport door scheuren in de kleilige bouwvoor, dit zou kunnen worden ingevoerd in het model als "bypass-flow";
- menging door vertrappen van de zode door het vee, menging door de activiteiten van regenwormen en andere bodemdieren. In het model wordt de inkomende flux volledige gemengd met de aanwezige voorraad per gedefinieerde bodemlaag (mathematische dispersie). De diepte waarover menging optreedt, wordt dus bepaald door de gehanteerde laagdikte. Menging door vertrapping en biologische activiteiten kan in rekening worden gebracht door grotere laagdiktes te specificeren.

Het gewas (gras in het Lickebaert-gebied) kan langs drie wegen worden besmet. In de eerste plaats door de directe atmosferische depositie, in de tweede plaats via adsorptie aan het gewas van door het bodemoppervlak vervluchtigd dioxine en in de derde plaats door opname met het bodemvocht via de wortels.

Er bestaat geen eenduidigheid inzake de opname van dioxines via de wortels door planten; de beschikbare studies spreken elkaar tegen. Duidelijk is echter wel, dat er nauwelijks sprake lijkt te zijn van een actieve opname door de planten. Hooguit zou er een passieve opname (opgenomen als oplossing in water) bestaan. In dat geval is de door planten opgenomen hoeveelheid dioxinen op jaarbasis gelijk aan de hoeveelheid opgenomen water maal de concentratie van dioxinen in het bodemvocht. De opgenomen hoeveelheid water is vrijwel gelijk aan de totale verdamping van water via de plant. Bij een verdamping van bijvoorbeeld 480 mm per jaar, bedraagt de jaarlijks opgenomen hoeveelheid dioxinen door de planten ca. $0,025 \text{ ng/m}^2$. Vergeleken met de huidige deposities ($30 \text{ tot } 70 \text{ ng/m}^2$ per jaar), is de passieve opgenomen hoeveelheid door de plant verwaarloosbaar klein.

Dioxine kan uit het gewassysteem verdwijnen door verdamping, door fotochemische afbraak en door opname door vee. Een deel van de laatste hoeveelheid wordt uitgescheiden in melkvet en opgeslagen in lichaamsvet. Het niet opgenomen deel wordt via de mest uitgescheiden en uiteindelijk weer op het land uitgereden. De verdeling van de opgenomen hoeveelheid dioxinen over de verschillende bestemmingen is onderwerp van studie door het IVVO te Lelystad.

Met de inzichten verkregen uit het literatuuronderzoek zijn de relevante processen wiskundig geformuleerd en opgelost. Vanwege het ontbreken van gegevens over de totale bruto depositie is voorlopig echter met een netto depositie van dioxinen gerekend en met een vereenvoudigd model. Het toetsen van een dergelijk compleet model (er is geen kant en klaar model dat het lot van dioxines in het milieu verantwoord kan simuleren beschikbaar) vereist naast veldwaarnemingen aanvullende metingen aan weloverwogen opgezette laboratorium proeven ter verbetering van het inzicht in alle relevante processen rond transport en afbraak van dioxinen in het milieu.

3.2 Resultaten van de modelberekeningen

Voorlopig is een gemiddelde van 18 ng TEQ/kg grond in de bovenste 10 cm van het bodemprofiel aangehouden als gevolg van historische depositie. De concentratie van de dioxines in de neerslag is daarbij op 62,5 ng/m³ gesteld hetgeen resulteerde in deposities variërend van 33 tot 72 ng/m²/jaar. De berekende concentratie in de bovenste 10 cm (19 ng TEQ/kg grond) benadert de gemeten waarde goed. Vervolgens zijn een viertal scenario's doorgerekend:

1. huidige bodemprofiel en verdergaande emissie, met een depositie van 20 ng/m²/jaar;
2. huidige bodemprofiel en saneren van de bron, geen depositie;
3. onderploegen van de toplaag en verdergaande emissie, met een depositie van 20 ng/m²/jaar;
4. onderploegen van de toplaag en saneren van de bron, geen depositie.

De berekende concentraties en hoeveelheden in de bodem zijn gegeven in tabel 4.

Tabel 4 Berekende concentraties dioxinen [ng teq/kg grond] per bodemlaag berekend voor de uitgangssituatie en de vier scenario's (na 25 jaar).

Laag-nummer	Diepte m - m.v.	Initiële toestand	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
1	.0- .1	18.7	24.9	18.7	6.21	0.
2	.1- .2	0.024	0.046	0.040	0.007	0.
3	.2- .3	0.	0.	0.	0.002	0.002
4	.3- .4	0.	0.	0.	18.7	18.7
5	.4- .5	0.	0.	0.	0.081	0.081
6	.5- .6	0.	0.	0.	0.	0.
7	.6- .7	0.	0.	0.	0.	0.
8	.7- .8	0.	0.	0.	0.	0.
9	.8- .9	0.	0.	0.	0.	0.
10	.9-1.0	0.	0.	0.	0.	0.

Uit proefberekeningen is gebleken, dat de verdeling van dioxinen met de diepte in de bodem sterk afhankelijk zijn van de schematisering van de bodem in lagen, met ander woorden van de grootte van de ingevoerde dispersie. Bij lagen van 1 cm wordt in de eerste laag een concentratie berekend die hoger is dan in het veld wordt gemeten. Bij een laagdikte van 10 cm wordt een concentratie berekend van 19 ng kg⁻¹ na 30 jaar, een waarde die ongeveer gelijk is aan de gemiddelde meetwaarden in de bovenste 10 cm in het Lickebaertgebied. Onder deze eerste 10 cm zijn de berekende concentraties verwaarloosbaar klein. De modelstudie laat duidelijk zien dat de dioxines vrijwel volledig worden geadsorbeerd aan de in de bodem aanwezige organische stof en daardoor als nagenoeg immobiel te beschouwen zijn.

Als de laag verontreinigde grond naar een diepte van 30 cm onder maaiveld wordt gebracht, blijkt dat daaruit na 25 jaar geen significante hoeveelheid dioxinen te zijn verdwenen.

De resultaten van het vereenvoudigde model zijn wegens de schematisering en aannamen niet geheel overeenkomstig de werkelijkheid. Ondanks deze deviaties kan echter worden gesteld, dat dioxinen in een bodem met relatief veel organische stof als vrijwel immobiel mogen worden beschouwd.

Er kan derhalve worden geconcludeerd, dat er tegen de verschillende bodemsaneringsmaatregelen geen milieuhygiënische bezwaren zijn aan te voeren.

4 LANDBOUWKUNDIGE EFFECTEN SANERINGS ALTERNATIEVEN

4.1 Saneringsalternatieven

In de inleiding is reeds genoemd, dat er een tweetal principes kunnen worden onderscheiden bij de sanering van de verontreinigde grond. Voor het eerste principe geldt dat de concentratie in top laag alleen bepalend is voor de mate van verontreiniging. Een te hoge concentratie kan worden verlaagd door de verontreinigde top laag te mengen met een daaronder liggende schone laag. Daarbij moet zoveel schone grond worden gemengd met de verontreinigde grond, dat de concentratie van het mengsel onder de norm komt. Deze norm is op het moment nog niet vastgelegd. Wel kan er met een voorlopige waarde worden gewerkt. Als na de ingreep de depositie niet direct wordt verminderd, moet de concentratie in het mengsel ruim onder de norm liggen.

Het tweede principe van de sanering berust op het verwijderen van de verontreinigde top laag, waarna er schone grond aan het oppervlakte ligt. Bij dit principe kunnen enkele technische alternatieven worden onderscheiden:

- a. verplaatsen zonder menging met niet verontreinigde grond naar grotere diepte;
- b. verwijderen en opslaan in sleuven op het perceel zelf, waarbij de vrij komende grond uit de sleuven over het perceel wordt gespreid en gemengd met de schone top laag. Ook kan de verontreinigde grond worden afgevoerd naar een speciaal daarvoor ingericht depot.

In de studie naar landbouwkundige effecten is alleen aandacht besteedt aan verplaatsing en verwijdering van verontreinigde toplagen. Menging wordt gezien als een soort graslandvernieuwing, waarbij de grond tot een zekere diepte via spitten met een roterende frees wordt gemengd. Bij relatief ondiepe bewerkingen, worden er geen blijvende nadelige effecten verwacht.

4.2 Methode van kwantificering landbouwkundige effecten

Gelet op de bodemopbouw en voorkomende grondsoorten, hoeft van de ingrepen geen achteruitgang in de grasproductie te worden verwacht. Wel kan de draagkracht van de grond achteruitgaan, vooral op de klei-op veengronden, waar de ontwateringsdiepten beperkt zijn.

Als gevolg van een langdurig samenspel tussen biologische en fysische processen (zwellen en krimpen) is er op de gronden in het Lickebaertgebied een top laag ontstaan met in het algemeen een goede draagkracht. De draagkracht is in deze context een dyna-

mische grootheid. Deze is gering bij een hoog vochtgehalte en groot bij lage vochtgehalten. Als de draagkracht te gering is wordt gras vertrapt, waardoor er verliezen ontstaan. Om de verliezen te beperken wordt het vee soms op een beter draagkrachtige grond ingeschaard. Als dat niet mogelijk is, wordt het vee tijdelijk op stal gezet en is bijvoeding nodig.

De overgang van onvoldoende naar toereikende draagkracht wordt de draagkrachtsgrens genoemd. Deze grens is empirisch vastgesteld en gekarakteriseerd als een indringingsweerstand van een penetrometer met standaard afmetingen (Schothorst 1982, Beuving et al. 1989). De draagkracht is de resultante van een complexe samenspel van grondmechanische eigenschappen en de vochttoestand in de toplaag. Juist wegens de invloed van mechanische eigenschappen is de draagkrachtsgrens, mits als indringingsweerstand gedefinieerd, min of meer onafhankelijk van bodemtype en grondsoort. Optredende vertrappingsverliezen bij ontoereikende draagkracht is daarentegen wel sterk afhankelijk van bodemtype (Beuving et al. 1989). De effecten van verliezen op het uiteindelijk bedrijfsresultaat wordt in belangrijke mate bepaald door de veebezetting en de hoeveelheid ruwvoer die op het eigenbedrijf kan worden gewonnen. Daarnaast is er een invloed van de mogelijkheid om via uitgekiende begrazingsschema's de schade van vertrapping te beperken. Uit een graslandgebruiksstudie kan worden afgeleid, dat de kosten van het verlies van een weidedag in de weideperiode voor een bedrijf met een gemiddelde veebezetting, globaal elf gulden per dag bedraagt (Peerboom, 1990).

De landbouwkundige effecten van ingrepen kunnen worden gedefinieerd als de achteruitgang in het aantal weidedagen in de weideperiode. Een weidedag is een dag waarop de draagkracht van de bodem boven de draagkrachtsgrens ligt.

De methode van schaderaming bestaat uit de berekening van het verloop van de vochttoestand in de toplaag. Via een empirische relatie tussen vochttoestand en indringingsweerstand (draagkracht), wordt het aantal weidedagen bepaald. Van elke ingreep wordt het verlies van het aantal weidedagen berekend, waarbij tevens de invloed van de ontwateringstoestand kan worden gekwantificeerd.

Het verloop van de vochttoestand is berekend met behulp van het programma FLOCR (Bronswijk en Oostindie, 1990). Dit programma is gebaseerd op het programma FLOWEX (Wind en van Doorne, 1975), dat een numerieke versie is van een door Wind (1972, 1979) ontwikkeld analogon.

In het programma FLOCR is de invloed van zwel en krimp en de daarmee samenhangende scheurvorming op het vochttransport in de bodem verdisconteerd. Het programma verlangt als invoergegeven het verloop van de neerslag en de potentiële (gewas-)verdamping, het gemiddeld polderpeil (ontwateringsbasis), de drainageweerstand (af te leiden uit de drain- of slootafstand en profiel-

opbouw) en voorts per onderscheiden bodemhorizont, de samenhang tussen vochtspanning, vochtgehalte en onverzadigde doorlatendheid en tot slot de krimpkaracteristieken.

4.3 Draagkrachtsrelaties

De samenhang tussen vochttoestand en indringingsweerstand van een standaardpenetrometer is bepaald aan grote ringmonsters (diameter 0,35 m, hoogte 0,20 m). De metingen zijn zodanig opgezet, dat er inzicht is gekregen in de huidige toestand, de bijdrage van de zode aan de draagkracht, de draagkracht van een bodemlaag die na sanering aan het oppervlakte zal komen te liggen en de draagkracht van een grondmengsel die wordt verkregen als de verontreinigde grond uit sleuven wordt gemengd met de schone top laag. Er zijn monsters genomen van de huidige top laag, waarbij de zode intact is gelaten, van de huidige top laag waarbij de bovenste 3 cm is verwijderd, van de bodemlaag van 10 tot 30 cm onder maaiveld en een mengmonster van materiaal uit de laag 0 - 10 cm onder maaiveld en half gerijpte klei uit de ondergrond. Dit laatste monster is eerst met gras ingezaaid om verdere rijping van de klei te realiseren en om bewortelingsmogelijkheden van het mengsel te bestuderen.

De monsters zijn eerst bevochtigd tot een vochtspanning van omstreeks 10 cm waterkolom. Daarna is verdamping via het oppervlak bevorderd, waardoor de grond droger werd. Gedurende dat proces is de vochtspanning regelmatig gemeten en is ook de draagkracht bepaald. De resultaten zijn weergegeven in fig. 7. Als referentie zijn veldmetingen op de proefboerderij "De Vliert" gebruikt. De bodem op dit bedrijf bestaat uit een kleidek op veen. Het kleidek heeft een hoog gehalte aan organische stof (> 25%) en wordt als moerig gekarakteriseerd. Deze veldmetingen tonen grotere draagkracht dan de laag 12-22 cm onder maaiveld in het Lickebaertgebied, echter aanmerkelijk geringer dan in de top laag in het Lickebaertgebied. De bijdrage van de zode aan de draagkracht bedraagt ca. 1 - 2 kg/cm².

De draagkracht van het mengsel van de huidige top laag met een halfgerijpte ondergrond, is nog zeer gering, ondanks een goed ontwikkelde beworteling. Het lijkt niet raadzaam om de methode van het opslaan van verontreinigde grond in sleuven op het perceel zelf toe te passen, enerzijds wegens het voorkomen van veen en halfgerijpte klei in de ondergrond, anderzijds wegens de verwachte problemen met een te geringe draagkracht. Als vochttoestand die hoort bij de draagkrachtsgrens wordt in de vervolgstudie een vochtspanning van 30 à 40 cm waterkolom aangehouden. Voor de opties verwijderen van 5 cm van de top laag, hetzij door ploegen, hetzij door frezen en afvoeren, lijkt een grens van ca. 40 cm waterkolom niet onaannemelijk. Wordt daarentegen 10 cm van de top laag verwijderd, dan wordt de draagkrachtsrelatie voor de laag 12-22 cm aangehouden. De bijdrage van de grasmatten wordt daarbij opgeteld. De draagkrachtsgrens ligt dan bij een vochtspanning van 60 tot 70 cm waterkolom.

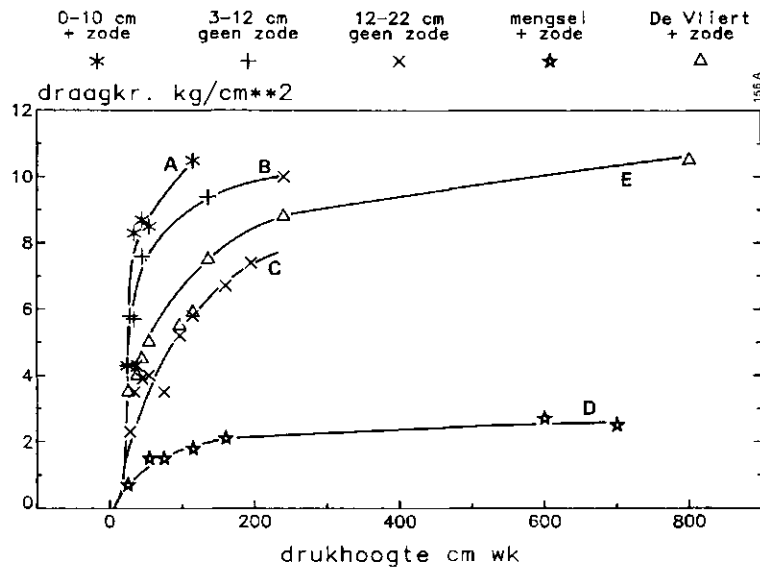


Fig. 7 Empirisch bepaalde samenhang tussen vochtspanning op 5 cm diepte en indringingsweerstand van penetrometer.

- a. huidige toplaag;
- b. huidige toplaag zonder zode;
- c. laag 10 - 30 cm onder maaiveld, zonder zode;
- d. mengsel toplaag en halfgerijpte ondergrond, met beworteling van pas ingezaaid gras
- e. veldmetingen proefboerderij "De Vliert", 1984-1986.

4.4 Fysische eigenschappen van de bodem

Op basis van de beschikbare bodemkaart, schaal 1: 10 000, zijn twee karakteristieke profielen geselecteerd. Het betreft een klei op veen profiel, met een toemaakdek (type pVd) en een kleiprofiel, eveneens met een bovengrond die veel organische stof bevat (type pMn73C). In elk profiel zijn drie duidelijk verschillende horizonten onderscheiden. Per horizont zijn drie ringmonsters gestoken (hoogte 0,08 m, diameter 0,10 m). Bemonstering van de veenondergrond was niet mogelijk wegens de hoge grondwaterstand en de grote snelheid waarmee profielkuilen weer vol water stroomden. Aan de monsters is de relatie tussen vochtspanning, vochtgehalte en onverzadigde doorlatendheid bepaald volgens de verdampingsmethode (Boels et al. 1978).

Van de eigenschappen van de veenondergrond is aangenomen dat deze overeenkomen met die van het riet-zegge veen in Zegveld, waarvoor gegevens beschikbaar zijn (Beuving, 1984). Een overzicht van de bemonsteringsdieptes en de codering van de horizonten is in tabel 5 weergegeven.

Tabel 5 Bemonsteringsdieptes, karakterisering horizonten, droog volumegewicht en gloeiverlies (Lickebaertgebied).

Bodemprofiel	Horizont	Bemonsteringsdiepte (cm - m.v.)	Droog volumegewicht (kg/m**3)	gloeiverlies data	
				(%)	code
pMn73C	Ahg	4 - 12	820	20,0	24
	1Cg	18 - 26	1020	11,7	25
	3Cg	35 - 43	930	12,6	26
pVd	1Ahg	3 - 12	740	24,6	21
	1Cw1	20 - 28	855	17,3	22
	1Cw2	32 - 40	403	45,8	23
(Zegveld)	2Cr1/2Cw		190	83,6	20

Gebleken is, dat met name de onverzadigde doorlatendheids relaties van verschillende monsters uit een en de zelfde horizont, onderling sterk verschillen. Dit is niet het gevolg van onnauwkeurigheden in de metingen. De geconstateerde verschillen kunnen worden opgevat als "natuurlijke" verschillen die het gevolg zijn van de ruimtelijke variabiliteit in de bodem. Verschillen van deze soort geven aanleiding tot variatie in de berekende aantallen weidedagen en dus tot een zekere spreiding in het eindresultaat.

De standaard deviatie van het gemiddeld aantal weidedagen op een bepaalde bodem is berekend door het aantal weidedagen te berekenen voor alle mogelijke combinaties van gemeten bodemfysische eigenschappen in de onderscheiden horizonten. Daarna zijn gemiddelde eigenschappen per horizont bepaald.

In fig. 8 is per onderscheiden horizont de samenhang tussen vochtspanning en vochtgehalte en tussen vochtspanning en onverzadigde doorlatendheid weergegeven. Tabel 6 geeft een overzicht van de resultaten.

Uit tabel 6 blijkt dat de gemiddelde eigenschappen vrijwel hetzelfde resultaat opleveren als de het gemiddelde van alle combinaties van gemeten eigenschappen. Voorts valt op, dat de standaarddeviatie zeer gering is in een extreem droge zomer (1976) en in een extreem natte zomer (1979). In gemiddelde jaren kan echter een grote variatie in de standaard deviatie optreden. De standaard deviatie is 2,2%, wat overeenkomt met 3,8 dagen. De invloed van saneringsmaatregelen op het aantal weidedagen, wordt met dezelfde gegevens, maar dan bij een verschillende laagopbouw berekend. De standaarddeviatie die dan in de berekeningen zou optreden als weer combinaties van gemeten eigenschappen zou worden gebruikt, wordt gelijk gesteld aan de hierboven gegeven deviatie. De berekende achteruitgang in het aantal weidedagen heeft derhalve een standaard deviatie van $5,5 (= 3,8 \sqrt{2})$ dagen.

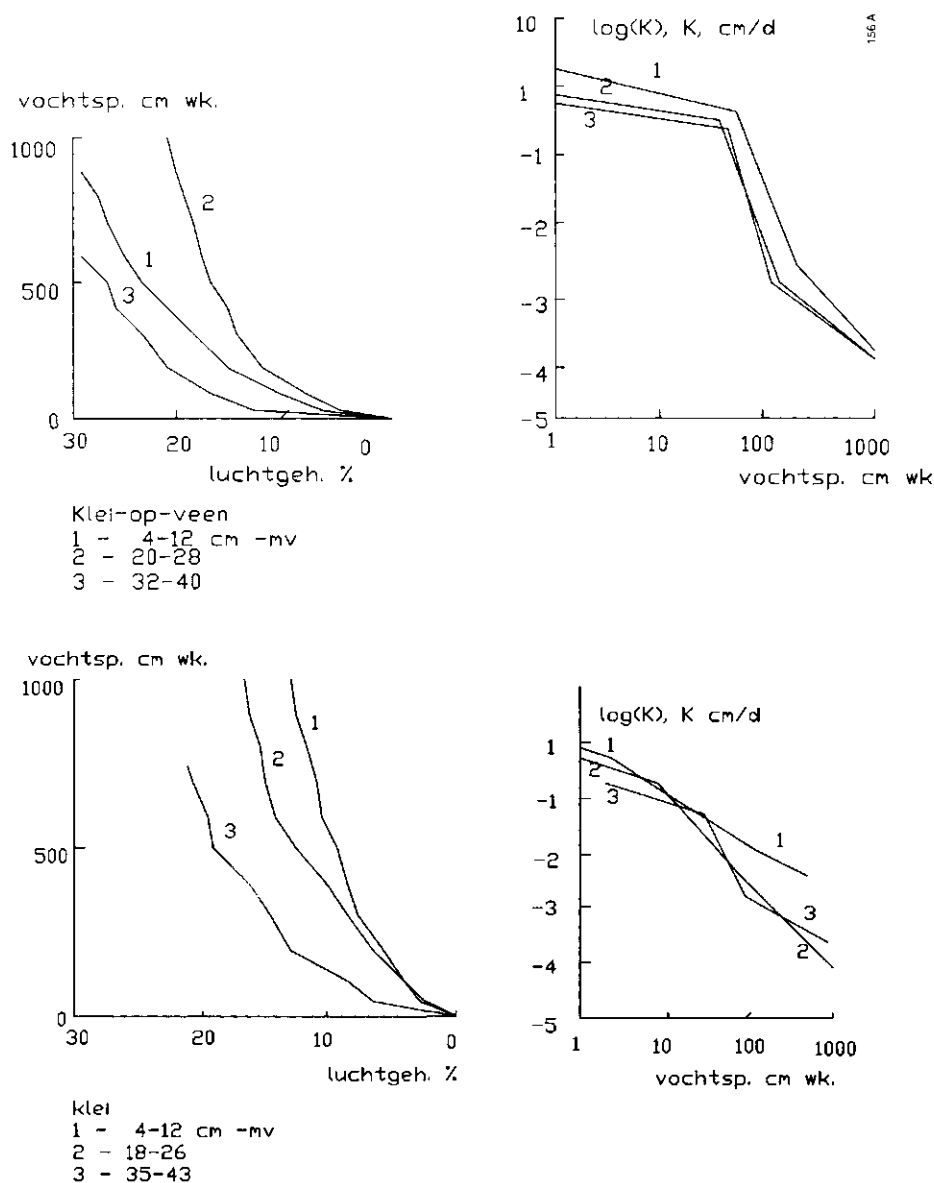


Fig. 8 Samenhang tussen vochtspanning, vochtgehalte en onverzadigde doorlatendheid, gemiddelden per horizont: A. klei op veenprofiel pVd; B. kleiprofiel pMn53C.

De krimp karakteristieken zijn niet bepaald. Gelet op het hoog kleigehalte, mag worden aangenomen, dat er voor deze gronden een vrijwel lineaire relatie bestaat tussen de vochtverhouding (volume vocht per volume vaste delen) en de poriënverhouding (volume poriën per volume vaste delen) tot vrijwel het verwelkingspunt (Bronswijk en Evers-Vermeer, 1990). Dit houdt in, dat bij een onttrekking van bijvoorbeeld 1 cc vocht aan de bodem, het totaal poriënvolume afneemt met 1 cc. Voor de veenondergrond is eenzelfde krimp karakteristiek aangehouden.

Tabel 6 Berekend relatief aantal weidedagen bij elke denkbare combinatie van gemeten fysieke eigenschappen per horizont en bij gemiddelde eigenschappen per horizont (100% = 176 weidedagen).

Jaar	gemiddelde alle combinaties	standaarddeviatie (%)	gemiddelde eigenschappen
1972	91,5	4,4	92,1
1973	93,2	2,2	93,2
1974	88,1	5,0	89,8
1975	98,5	0,7	98,9
1976	100,0	0,0	100,0
1977	95,9	2,0	96,6
1978	96,8	2,4	81,3
1979	81,5	1,0	90,9
1980	90,1	4,0	92,8
gemiddeld	92,8	2,2	93,0

4.5 Hydrologische gesteldheid.

De ontwateringsbasis wordt in het programma FLOOR het gehele jaar constant gehouden. Voorts wordt er in dit programma geen rekening gehouden met eventuele kwel of wegzijging van of naar het diepe pakket. De "schijnbare" ontwateringsbasis en de drainage weerstand is afgeleid uit het verloop van de grondwaterstand en het gemeten neerslagpatroon (Boels en Wiebing, 1972) (zie figuur 9).

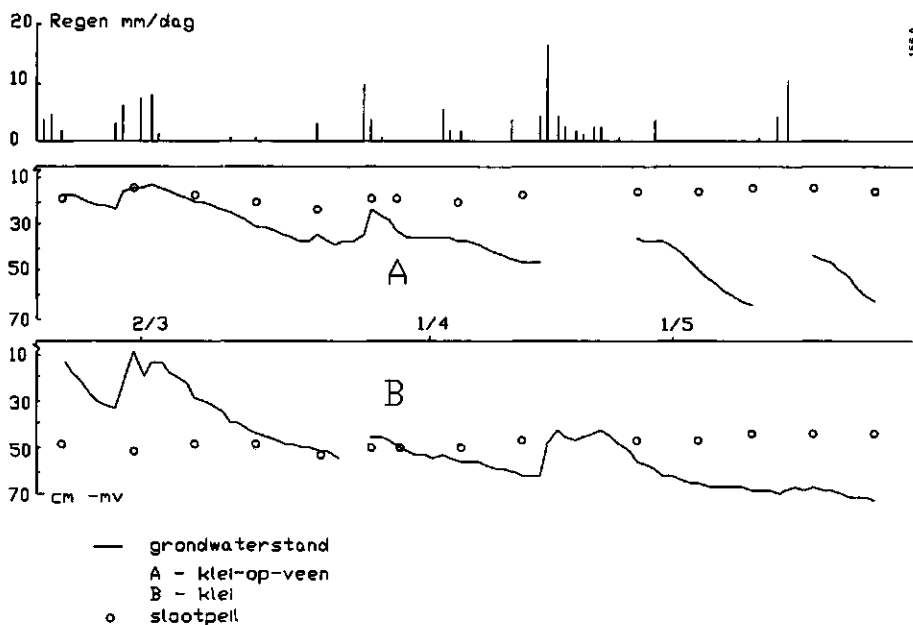


Fig. 9 Verloop van neerslag en grondwaterstand op een tweetal lokaties in het Lickebaertgebied.

Uit de metingen kon worden afgeleid, dat de drainage weerstand verandert naarmate de grond verder uitgedroogd was. De drainage weerstand varieert tussen 225 en 300 dagen.

4.6 Resultaten simulaties

De in het Lickebaertgebied voorkomende bodems zijn opgedeeld in een aantal hoofdgroepen. (zie hoofdstuk 2). De onderscheiden bodemtypen zijn opgebouwd uit horizonten, waarvoor niet in alle gevallen de fysieke eigenschappen gemeten zijn. Er is daarom een groepering gemaakt van overeenkomstige horizonten waaraan de gemeten eigenschappen van een van de horizonten uit de groep is toegekend.

Neerslaggegevens voor een reeks van tien jaren zijn ontleend aan het KNMI voor het station De Bilt. De potentiële verdamping is uit de weersgegevens berekend voor gras. Hierbij is een eenvoudige rekenwijze toegepast (Rijtema, 1964). De vochtspanning in de toplaag is voor de reeks van tien jaren voor elke saneringsvariant berekend. Vervolgens is daaruit het aantal weidedagen gedurende de weideperiode bepaald volgens de vastgestelde draagkrachtsgrenzen. Het verschil tussen het aantal weidedagen in de huidige toestand en na van ingrepen is weergegeven in tabel 7. Bij het twee-fasen ploegen wordt de verontreinigde toplaag verplaatst naar een diepte van ca. 30 cm onder maaiveld. De lagen die aanvankelijk onder de verontreinigde laag liggen worden bij het ploegen niet gekeerd, maar vrijwel ongestoord op de verontreinigde laag gelegd. Er is van uitgegaan dat na enige tijd (1 tot 2 jaar) de verplaatste lagen weer hun oorspronkelijke eigenschappen hebben.

Afvoer van een laag grond naar een depot, heeft als gevolg dat de ontwateringsdiepte geringer wordt bij overigens gelijke polderpeil.

Uit tabel 7 blijkt, dat ploegen en afvoeren van de verontreinigde laag ongeveer de zelfde schade opleveren, ook al is de ontwateringsdiepte bij ploegen groter. De oorzaak hiervan is vooral de matige transporteigenschappen van de lagen die na de ingreep aan maaiveld liggen. Bij enige uitdroging, is het capillair transport vanuit de ondergrond zodanig gering, dat daardoor geen grote bijdrage wordt geleverd aan de vochtvoorziening van het gras. De lagen die bij beide alternatieven aan maaiveld liggen zijn gelijk.

Peilverlaging in samenhang met verwijdering van de verontreinigde toplaag op de klei op veen profielen (hVc) leidt niet tot verbetering. Voor dit profiel wordt de gebruikswaarde in belangrijke mate bepaald door de dikte van de venige klei onder de toplaag. Deze laag heeft in het standaard profiel een dikte van 20 cm. Aanvullende berekeningen van de achteruitgang van het aantal weidedagen zijn uitgevoerd voor dit type profielen als de klei-

Tabel 7 Achteruitgang in het aantal weidedagen als gevolg van bodemsanering in het Lickebaertgebied.
Gemiddelde van tien jaren (1971 t/m 1980). (geschatte) standaarddeviatie ca. 5 à 6 dagen.

Profiel	ontwaterings- diepte (cm - m.v.)	5 cm verwijderen	10 cm verwijderen	5 cm ploegen (2-fasen)	10 cm ploegen (2-fasen)
hVc	40	19	-	-	-
	35	-	51	-	-
	55	19	-	-	-
MV71C	50	9	-	-	-
	45	-	21	-	-
	55	-	-	8	18
Mn73C	60	12	-	-	-
	55	-	18	-	-
	65	-	-	-	15
Mn55B	80	10	-	-	-
	75	-	15	-	-
	85	-	-	10	12
Mn53C	60	7	-	-	-
	55	-	29	-	-
	65	-	-	7	29

dikte varieert en de venige kleilaag een dikte heeft van 10 cm. De resultaten van deze berekeningen zijn in tabel 8 weergegeven. De vermelde diktes van het kleidek en de ontwateringsdiepte in deze tabel, hebben betrekking op de huidige toestand. Bij verwijdering van 5 of 10 cm verontreinigde grond, neemt de ontwateringsdiepte met eenzelfde bedrag af. Peilverlaging van 10 cm bij 10 cm verwijderen van de toplaag resulteert in een ontwateringsdiepte die gelijk is aan die in de uitgangstoestand. Opgemerkt zij, dat als de venige klei-veenlaag dunner is dan in het standaard profiel, het aantal weidedagen in de huidige toestand ca. 30 dagen meer bedraagt dan op het standaardprofiel. In tegenstelling tot het standaard profiel, heeft peilverlaging hier wel invloed op het aantal weidedagen.

Gelet op de variabiliteit in de bodemeigenschappen en de daaruit resulterende standaard afwijking, kan worden volstaan met een indeling van de gronden in "kleigronden" en veengronden met een kleidek van minder dan 40 cm. Daarnaast zijn de verschillen tussen twee-fasenploegen en verwijderen en afvoeren zodanig gering dat daartussen geen onderscheid behoeft te worden gemaakt. Samengevat geldt dan dat maatregelen bij een verontreinigde laag van 5 cm gepaard gaan met een achteruitgang in het aantal weidedagen van gemiddeld ca. 10 dagen op "kleigronden" en 20 tot 75 dagen op veengronden als geen peilverlaging wordt toegepast. Peilverlaging met 20 cm kan op veengronden de teruggang beperken tot 10 à 35 dagen. Sanering van een verontreinigde laag van 10 cm, leidt tot een achteruitgang in het aantal weidedagen op "kleigronden" van ca. 20 dagen. Op veengronden zonder peilaanpassing is deze achteruitgang dan 50 tot 95 dagen. Met peilverlaging kan de achteruitgang worden beperkt tot ca. 50 dagen.

Tabel 8 Achteruitgang in het aantal weidedagen als gevolg van bodemsanering in het Lickebaertgebied van klei-op-veen profielen, met verschillende dikte kleidek en een laag van 10 cm venige klei onder de toplaag.
Gemiddelde 1971 t/m 1980.

Profiel	Dikte kleidek (cm)	ontwaterings- diepte (cm - m.v.)	peil- verlaging (cm)	5 cm verwijderen	10 cm verwijderen
hVc	40	45	0	79	95
			10	50	73
			20	11	52
hVc	30	35	0	72	95
			10	57	70
			20	34	57

5 MOGELIJKHEDEN VOOR SANERING

Uit het modelonderzoek is gebleken, dat er vanuit milieuhygiënische overwegingen geen voorkeur voor een bepaalde ingreep bestaat. Behoudens de optie "mengen", resulteert elke ingreep in isolatie van de verontreinigde grond van zijn omgeving. De relatieve immobiliteit van dioxinen is daarvoor bepalend. De volksgezondheid wordt dan niet meer in gevaar gebracht. Wel kan tegen deze wijze van isoleren als nadeel worden aangevoerd, dat de verontreinigde grond langdurig opgeslagen moeten blijven, omdat afbraak verwaarloosbaar klein geacht wordt.

Naast de milieuhygiënische en volksgezondheids aspecten, geldt ook nog het uitgangspunt dat er na sanering of na de te treffen maatregelen een duurzame en veilige landbouw mogelijk moet zijn. Op dit aspect zal in dit hoofdstuk nader worden ingegaan.

5.1 Mogelijkheden voor maatregelen

Los van de vraag of er maatregelen moeten worden getroffen (zie hfdst. 5.2) kan worden gesteld, dat er een aantal mogelijkheden zijn:

a. Mengen van een toplaag met schone ondergrond

Als het doel zou zijn het bewerkstelligen van een bepaalde concentratie dioxinen in de toplaag, dan kan er op elk profiel worden gespit met een speciale frees mits de bewerkingsdiepte geringer is dan ca. 25 cm. Spitten tot die dieptes op veengronden met kleidekken dunner dan 30 cm zal problemen geven. Een deel van een sterk humeuze laag wordt dan gemengd door de toplaag, die daardoor een moerig karakter krijgt en daardoor een zeer slechte draagkracht.

Voor de verschillende lokaties waar dioxinen concentraties zijn gemeten, is berekend tot welke diepte gemengd zou moeten worden als de concentratie daarna op of onder 10 ng/kg droge grond zou moeten liggen. Tabel 9 toont de resultaten.

Tabel 9 Vereiste werkdieptes van een mengende spitfrees om concentratie < 10 ng/kg droge grond te bewerkstelligen.

Lokatie	droge massa in 0-10 cm kg/m**2	gemeten hoeveelheid dioxinen 0-10 cm ng/m**2	vereiste werkdiepte (cm)
C2	92,5	1026	15
B2	77,0	1983	25
D2	77,5	1369	20
H2	65,9	1564	25
K	75,8	885	15

In fig. 10 is aangegeven in welk deel van het gebied er geen maatregelen nodig zijn omdat volgens extrapolatie van de ruimtelijke verdeling de concentratie gemiddeld onder 10 ng/kg droge grond ligt. Dit gebied (III), ca. 125 ha, is gesitueerd in het noord-oosten en omvat overwegend veengronden. De concentratie in het gebied (II) is dusdanig gering, dat daar volstaan zou kunnen worden met spitten tot 15 cm. In het gebied (I), ca. 190 ha en (II), ca. 70 ha, zijn de concentraties dusdanig hoog, dat daar tot 25 cm gespit zou moeten worden om de concentratie onder 10 ng/kg droge grond te brengen. In gebied (II) komen plaatselijk veengronden voor, waarvan het kleidek geringer is dan de vereiste 30 tot 40 cm. Hoewel niet berekenend, wordt de blijvende landbouwkundige schade op de veengronden geraamd een achteruitgang in het aantal weidedagen van ca. 50 tot 90 dagen. De blijvende schade is daarmee ca. f 500,- tot f 1000,- per ha per jaar. Opgemerkt zij, dat zo'n ingreep slechts een keer kan worden uitgevoerd.

De kosten van spitten en herinzaai worden geraamd volgens het IMAG op f 1200,- per ha (Tijink, 1990).

b. Verwijderen van de verontreinigde laag

Hierbij zijn beschikbaar de methode van het twee-fasen ploegen en de methode van afvoeren naar een speciaal daartoe ingericht depot. De laatste methode heeft op de eerste voor, dat er in het gebied geen dioxinen meer in de bodem voorkomen. Gelet op de verdeling van dioxinen in de bodem (zie tabel 12) zal een toplaag ter dikte van 10 cm moeten worden verwijderd. Voor deze methoden geldt, dat ze niet toepasbaar zijn op veengronden met kleidekken van minder dan ca. 30 cm. De verwachte blijvende schade als gevolg van de achteruitgang in het aantal weidedagen is op de kleigronden ca. f 200,- en op veengronden ca. f 1000,- per ha per jaar. Toepassing van peilverlaging met ca. 20 cm op veengronden en bijstelling daarvan in de toekomst als het maaiveld zou dalen, kan de schade reduceren tot ca. f 500,- per ha per jaar. De uitvoeringskosten van twee-fasenploegen inclusief herinzaai wordt door het IMAG geraamd op ca. f 1500,- per ha.

Gelet op de aard van de verontreinigingen, lijkt alleen gebied (I) en (II) in aanmerking te komen voor een van deze varianten.

Ten behoeve van de saneringsvariant waarbij een verontreinigde bovenlaag wordt verwijderd en afgevoerd naar een speciaal daartoe ingericht depot, is een ontwerp daarvan nader uitgewerkt. Daarbij is ervan uitgegaan dat emissie vanuit zo'n depot ook op zeer lange termijn niet groter mag zijn dan emissie door diffuus transport alleen en geen percolatie door het depot. Onder die condities acht van Ommen (1990) emissie minimaal. Deze auteur gaat daarbij echter uit van een depot onder (grond)water waarbij emissie alleen via difusie optreedt. Constructie van zo'n depot is uitvoeringstechnisch minder eenvoudig dan constructie van een depot boven maaiveld. Het aantrekkelijke van een depot onder water is dat onderhoud en beheer niet of vrijwel niet nodig zijn. Voor de eventuele opslag van de verontreinigde grond uit het Lickebaertgebied is een depot boven maaiveld ontworpen (fig. 11). Het ontwerp van dit depot is zodanig gekozen, dat:

1. percolatie van neerslag overschot door de verontreinigde grond geringer is dan ca. 20 mm per jaar. Onder die condities is een eventuele emissie in orde van grootte van emissie via diffusie alleen;
2. er menging optreedt tussen een stroom schoon neerslagoverschot en percolatiewater, waardoor een permanente concentratievermindering optreedt;
3. er op het depot een leeflaag wordt aangebracht, waardoor het depot een gebruiksbestemming kan krijgen;
4. er op het depot een peilbeheersing plaats vindt via een vaste overstort, waardoor het beheer fysich bepaald is en vrijwel geen onderhoud nodig is.

Het depot is omgeven door kaden met een waterdichte folie in het talud die uitstroming van water belet. Deze folie wordt elke 20 jaar vervangen. Onder het depot is een afdichtingslaag voorzien. Op het talud van de kaden en de onderafdichting is een drainlaag aangebracht met een zeer grote doorlatendheid. Daarop wordt de verontreinigde grond gestort en bij een optimaal vochtgehalte verdicht en verkneet. Daarmee kunnen doorlatendheden worden bereikt van enkele tienden van millimeters per dag. De weerstand van een laag van 5 m kan daardoor oplopen tot meer dan 20 000 dagen.

Op de verontreinigde grond wordt weer een drainlaag aangebracht met zeer goede doorlatendheid. Op de drainlaag komt een zogenaamde leeflaag te liggen. Als gedurende het gehele jaar een grondwaterspiegel kan worden gehandhaafd in de drainlaag, bestaat er ook onder extreem droge condities geen gevaar voor transport van verontreiniging naar de leeflaag (Wiebing en Boels, 1988). Deze grondwaterspiegel wordt gehandhaafd door in de sloot op het depot rond de leeflaag het peil te handhaven met een vaste overstort. Het slootpeil zal gedurende de zomer tot onder de overstorthoogte dalen. Deze sloot dient in de winter als drainage sloot. De bodem van de sloot ligt in de drainlaag op het talud van de kade. Er zal derhalve water vanuit de sloot infiltreren in de drainlaag, dat vervolgens tot onder het depot stroomt. Op die manier ontstaat er aan de onderzijde van de verontreinigde grond een tegendruk, waardoor de hydraulische gradiënt over het depot beperkt wordt en daarmee de percolatie snelheid door de verontreinigde grond. Tevens wordt door de infiltratiestroom schoon water aangevoerd, dat wordt gemengd met het uittredend percolaat en aldus weer een concentratievermindering geeft. In dit opzicht is deze constructie beter dan de door van Ommen beschreven opslag onder water. Het depot is gesitueerd gedacht op bodem met een eerste watervoerend pakket op een weerstandslaag, waaronder weer een watervoerend pakket. Rond het depot is een teendrainage aanwezig in de vorm van een ringsloot. Daarin heerst een gemiddeld (polder)peil (Y_0). In de sloot op het depot wordt een gemiddeld peil onderhouden (H_0). In het tweede watervoerend pakket heerst een gemiddelde waterdruk (H_a), die overal onder het depot gelijk is. De stijghoogte in de drainlaag onder de verontreinigde grond is niet overal gelijk, deze verloopt afhankelijk van de fluxen

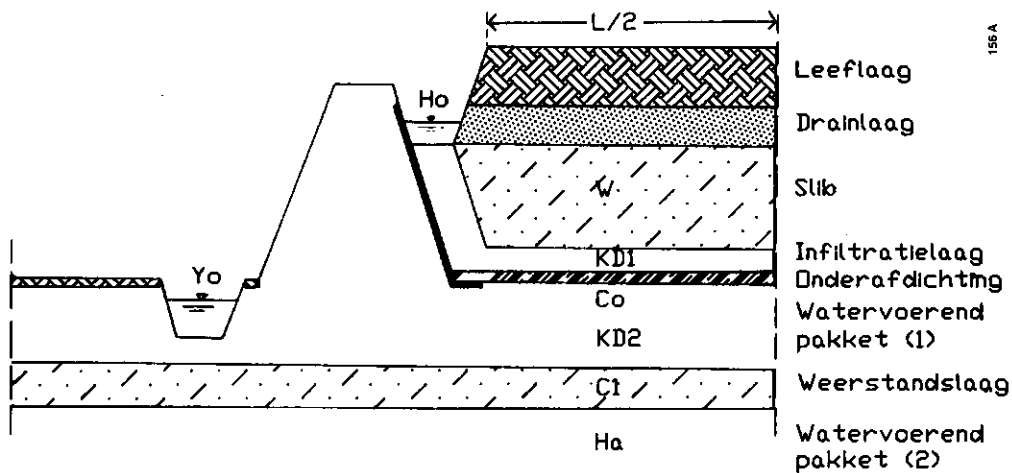


Fig. 11 Dwarsdoorsnede depot voor opslag verontreinigde grond.

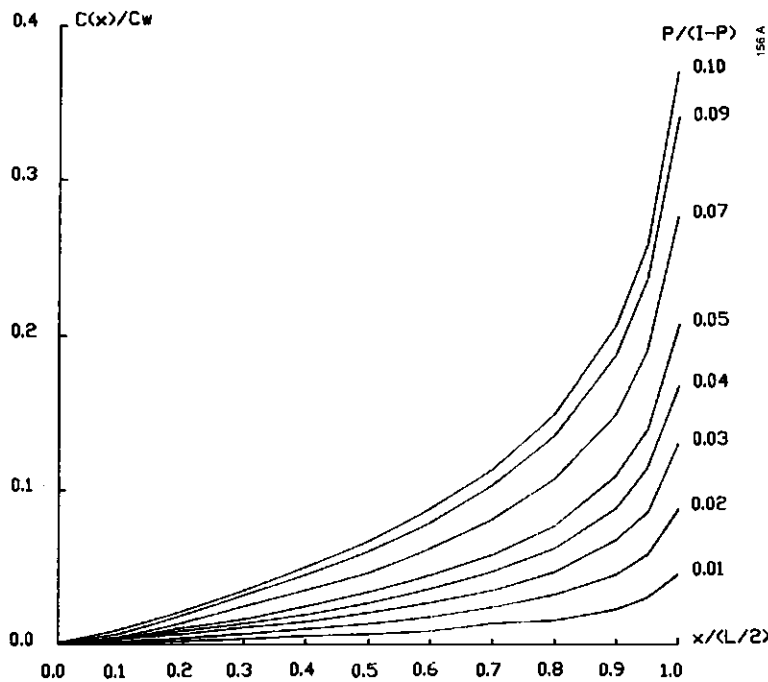


Fig. 12 Relatieve concentratie van in de bodem infiltrerend water, afhankelijk van de afstand vanaf de buitenrand van het depot ($2X/L$) en de verhouding percolatie flux door verontreinigde grond (P) en neerslagoverschot ($I-P$).

door de drainlaag. Voor deze hydrologische toestand is het verloop van de stijghoogte in de drainlaag en het eerste watervoerend pakket met behulp van een analytische oplossingen van de stromingsvergelijking voor stationaire toestand beschreven (Boels, 1990). Voorts is het verloop van de concentratie in de drainlaag analytisch beschreven.

Een percolatie van minder dan 20 mm per jaar door het depot blijkt mogelijk te zijn als:

1. de stijghoogte in het tweede watervoerend pakket 1 tot 2 meter boven het polderpeil rond het depot ligt ($H_a - 1-2 \text{ m} > Y_o$);
2. KD-waarde eerste watervoerend pakket $0,5 - 2,0 \text{ m}^2/\text{d}$;
3. breedte depot kleiner dan 500 m;
4. storthoogte verontreinigde grond geringer dan 5 m;
5. weerstand onderafdichting (C_0) groter is dan 2500 d;
6. weerstand scheidingslaag tussen eerste en tweede watervoerend pakket kleiner is dan 2000 d;
7. verticale weerstand verontreinigde laag, inclusief eventuele afdichtingslaag groter is dan 20 000 d;
8. KD-waarde drainage laag onder verontreinigde grond $> 10 \text{ m}^2/\text{d}$;

Het verloop van de concentratie in de drainlaag onder de laag verontreinigde grond is in fig. 12 dimensieloos weergegeven. De afstand vanaf de buitenrand van het depot is aangeduid met X . De halve breedte van het depot met $L/2$. De concentratie in de drainlaag op afstand (X) van de rand van het depot is aangeduid met $C(X)$. De concentratie in het uittredend percolaat met C_w . Het verschil $I-P$ is gelijk aan het neerslagoverschot en P is de percolatie door het depot. Bij een percolatie door het depot gelijk aan 0,1 van het neerslag overschot, loopt de concentratie midden onder het depot hooguit op tot ca. 0,4 keer de concentratie van het uittredend percolaat. Gemiddeld is de concentratie ca. 0,15 maal de concentratie van het uittredend percolaat.

Ten behoeve van de kostenraming van een depot zijn voorlopig de volgende eenheidsprijzen gehanteerd:

- | | |
|---|---------------------------|
| 1. losfrozen topplaag, met bulldozer op hopen
schuiven, laden en vervoeren over ca. 10 km,
storten en weer verdichten | f 25,-/M ³ |
| 2. maken van kade met aanwezige grond: losfrozen
en met bulldozer vervoeren | - 615,-/M ³ |
| 3. aanvoeren en verwerken drainage zand | - 30,-/M ³ |
| 4. aanbrengen folie op kade-talud (incl. folie) | - 50,-/M ² |
| 5. vervangen bestaande folie (1 keer per 20 jaar,
gekapitaliseerd) | - 165,-/M ² |
| 6. aanvoer grond t.b.v. leeflaag en verwerken | - 25,-/M ³ |
| 7. bewerken leeflaag, bemesting, beplanting | - 7500,-/ha |
| 8. onder- en boven afdichtingslaag (aanvoer en
aanbrengen) | - 100,-/M ² |
| 9. vaste overstort (damwand constructie) | P.M |
| 10. grondaankoop | - 7,5/M ² |

Er is uitgegaan van een rechthoekig depot waar de verontreinigde grond tot een hoogte van 5 m wordt gestort.

Tabel 10 Kosten raming aanleg depot bij te storten hoeveelheid grond van 1,0; 0,5 en 0,25 miljoen kubieke meter.

Activiteit	Eenheidsprijs	Hoeveelheid (*1000)			Prijs (* f 1000,-)		
		1,0	0,5	0,25	1,0	0,5	0,25
1	f 25,-/M**3	1000	500	250	25 000	12 500	6250
2	- 615,-/M**1	1,788	1,264	0,894	1 100	777	550
3	- 30,-/M**3	317	163	84	9 510	4 890	2520
4 + 5	- 215,-/M**2	26,8	19,0	13,4	5 762	4 085	2881
6	- 25,-/M**2	200	100	50	5 000	2 500	1250
7	- 7500,-/ha	0,02	0,01	0,005	150	75	38
8	- 100,-/M**2	200	100	50	20 000	10 000	5000
10	- 7,5/M**2	200	100	50	1 500	750	375
Per kubieke meter verontreinigde grond					68,0	71,2	75,5

De methode van het verwijderen van een laag verontreinigde grond van 10 cm en afvoer naar een speciaal depot wordt geraamd op ca. f 70 000,- per ha.

Van de verschillende alternatieven zijn in tabel 11 de uitvoeringskosten en de blijvende schade, gekapitaliseerd tegen 2,5%, weergegeven.

Tabel 11 Uitvoeringskosten en gekapitaliseerde schade van maatregelen in het Lickebaertgebied.

Alternatief	Uitvoeringskosten gld/ha	Schade verwachting gld/ha	
		"kleigronden"	veengronden
Spitten met frees	1 200	n.v.t.	20 000-40 000
twee-faseploegen	1 500	8000	20 000-40 000
afvoeren top laag	70 000	8000	20 000-40 000

Uitgaande van 290 ha kleigronden en 70 ha veengronden kunnen de kosten van maatregelen, inclusief de gekapitaliseerde schade, worden geraamd op respectievelijk ca. 3,2; 5,7 en 30,3 miljoen gulden totaal. Gemiddeld per ha is dit f 9000,-; f 15 700,- en f 84 000,- voor respectievelijk spitten, twee-faseploegen en afvoeren naar een depot.

5.2 Invloed van maatregelen op de kwaliteit van melk

Dioxinen komen in melk, maar ook in het dierlijk lichaamsvet terecht via opname van gecontamineerd (met dioxinen verontreinigd) gras en aanhangende verontreinigde grond. De netto depositie van dioxinen op de bodem is afgeleid uit de gemeten concentraties dioxinen in de bodem op verschillende plaatsen in het gebied. De analyses zijn verricht door het RIVM.

Gebaseerd op de dichtheidsverdeling van de grond ter plaatse van de bemonsteringen, is de totale hoeveelheid in de bodem aanwezige dioxinen berekend. De resultaten zijn vermeld in tabel 12.

Tabel 12 Hoeveelheid dioxinen in de bodem (nanogram per vierkante meter) in relatie tot de afstand vanuit het hart van de Nieuwe Waterweg, in noordoostelijke richting.

Lokatie	Afstand (km)	Gloeiverlies (% ds)	Dr. vol. gew. (Kg/m**3)	Laag- dikte (cm)	Dioxinen- concentr. (ng/kg ds)	Hoef. per laag (ng/m**2)	Hoef. per lokatie (ng/m**2)
C2	0,6	19,0	810	1	19	153,9	1026
		14,1	920	1	13	119,6	
		13,1	940	8	10	752,2	
B2	1,6	32,1	520	1	21	109,2	1983
		24,3	700	1	27	189,0	
		18,4	810	8	26	1684,8	
D2	2,0	32,0	590	1	24	141,6	1369
		25,9	680	1	28	190,4	
		19,0	810	8	16	1036,8	
H2	2,3	45,6	390	1	51	198,9	1564
		37,3	520	1	55	286,0	
		24,1	710	8	19	1079,2	
K	2,7	33,4	570	1	19	108,3	885
		25,4	690	1	21	144,9	
		20,4	790	8	10	832,0	
referentie 1		30,7	600	1	9	54,0	636
		25,5	690	1	3	20,7	
		21,1	780	8	9	561,6	
referentie 2		24,0	710	1	5	35,5	197
		17,9	830	1	1	8,3	
		12,4	960	8	2	153,6	

Op de lokaties D2 en H2 is de concentratie van dioxinen in de laag van 10-25 cm onder maaiveld gemeten. Gebleken is, dat deze daar gelijk zijn aan of geringer dan 1 nanogram dioxinen per kg droge grond.

Dit doet vermoeden, dat er sprake is van een scherp verloop van de hoeveelheid dioxinen met de diepte. Dit verloop laat waarschijnlijk een sterke toename zien van de hoeveelheid tot enkele centimeters onder maaiveld en dan een scherpe afname op grotere diepte. Zeer waarschijnlijk is de concentratie dioxinen op 10 cm onder maaiveld gelijk aan of minder dan 1 ng/kg droge grond. Dit verloop geldt voor het Lickebaertgebied. Op de referentie lokaties kan zo'n verloop echter niet worden afgeleid. Vermoed kan worden, dat er in de bodem in het Lickebaertgebied afbraak plaats vindt van dioxinen in de toplaag van de bodem. Echter met evenveel recht kan worden vermoed, dat de depositie in het verleden aanmerkelijk groter is geweest dan de laatste jaren. Voor de referentie lokaties lijkt het alsof de depositie eerder groter dan geringer is geworden.

Als wordt aangenomen, dat de gemeten hoeveelheid dioxinen in de bodem van het Lickebaertgebied het resultaat is van een depositie gedurende 20 tot 30 jaar, dan kan worden vastgesteld, dat de netto depositie, afhankelijk van de lokatie per jaar 30 tot 100 nanogram dioxinen per vierkante meter is geweest. De bruto depositie is hoger. Immers er worden dioxinen afgebroken op het bladoppervlak en bodemoppervlak en er vindt afvoer plaats uit het gebied via de melk en dierlijk vet (slachtvee). Vee neemt dioxinen op, ondermeer via verontreinigde grond tegelijkertijd met het gras. De opname van grond door koeien bedraagt voor Nieuw-Zeelandse (Healy 1968) en Amerikaanse (Fries et al., 1982) omstandigheden respectievelijk 1-14% en 2-18% van de droge stof consumptie. De gemiddelde consumptie bedraagt in Nieuw-Zeeland (hele jaar beweiden) ongeveer 6% op jaarbasis. De hoeveelheid aanhangende grond tengevolge van opspatten wordt groter naarmate de zode minder gesloten is en de intensiteit van de regenval hoger is. Voor Nederlandse omstandigheden (goed verzorgde graspercelen met een dichte zode) lijkt het aannemelijk dat de opname aan grond niet boven de 6% van de grasconsumptie uitkomt (opname van 1,0 kg ds grond per dag bij een grasconsumptie van 15 kg ds per dag). Op kleigraslanden is de grondopname zeer waarschijnlijk slechts de helft van deze hoeveelheid.

Door het Informatie en Kennis Centrum voor de Veehouderij wordt aangenomen dat een opname van meer dan 1 kg grond per dag de productie remt. In kuilgras wordt als gevolg van de korte snede, de aanwezigheid van microreliëf (molshopen) en verkeerd schudden een hoger gehalte grond per kg droge stof gevonden. Door de lagere consumptie van kuilgras (gemiddeld ongeveer 10 kg ds per koe per dag) wordt ook dan de opname van 1,0 kg grond per dag zelden overschreden. De overdrachtsfactor van dioxines van voer naar melk bedraagt 0,15-0,20 (Jensen en Hummel 1982). Omdat de biologische beschikbaarheid (0,5) van dioxines aan bodemdeeltjes gelijk is aan die van dioxines aan graan (Jones et al., 1989), mag worden verondersteld dat ook de overdrachtsfactor gelijk is. Indien de concentraties dioxine op het gras en in de bodem bekend zijn kan de concentratie in de melk worden geschat.

Met behulp van fig. 13 is eenvoudig te bepalen wat de bijdrage is van de opname van dioxines via de grond aan de totale opname aan dioxines wanneer de verhouding tussen de consumptie aan gras en grond en de verhouding tussen de concentraties op het gras en in de bodem bekend zijn. Voor het Lickebaertgebied wordt aangenomen dat de bijdrage van dioxinen in de bodem aan de hoeveelheid dioxinen in de melk zal liggen tussen 15 en 25%.

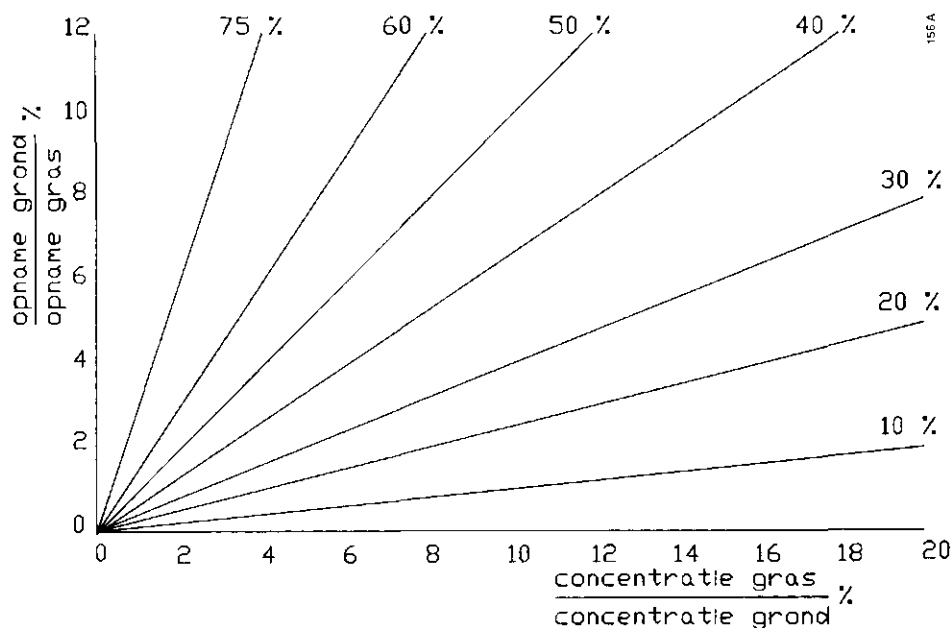


Fig. 13 De procentuele bijdrage van de besmetting via de bodem aan de totale besmetting van melkvee als functie van de verhoudingen tussen de hoeveelheid geconsumeerde grond en gras en de hoeveelheid dioxinen per kg gras en grond.

Van ingrepen mag dan ook geen groter effect direct na de ingreep worden verwacht dan een verlaging met 25% van de concentratie dioxinen in het melkvet, als de depositie niet wordt gereduceerd.

Het effect van maatregelen op de dioxinen concentratie in melkvet is gebaseerd op de aanname dat melkvee per dag gemiddeld 15 kg droge massa gras met daarin 0,5 kg droge grond consumeert. De gemiddelde productie aan melkvet is gesteld op 0,5 kg per dag. Van de opgenomen dioxinen door de koe gaat 10% naar het melkvet. Voorts is aangenomen, dat van de depositie er 80% op het gras terecht komt en 20% direct op de bodem. Opgemerkt zij, dat de door het vee uitgescheiden dioxinen via stal mest uiteindelijk op en in de bodem terechtkomen.

Berekend voor deze aannamen is de concentratie dioxinen in het melkvet 25 jaar na een maatregel. Tabel 13 laat de resultaten zien. Uit tabel 13 kan worden geconcludeerd, dat maatregelen die tijdelijk de concentratie van dioxinen in de bodem verlagen, op termijn geen enkel effect sorteren als ook niet de emissie wordt gestopt. Daarnaast blijkt ook, dat als de emissie wordt gereduceerd of wordt gestopt, verlaging van de concentratie dioxinen in de bodem via ingrepen nauwelijks significante resultaten oplevert. De conclusie die hieruit kan worden getrokken is, dat de concentraties dioxinen in de bodem, zoals die gemeten zijn, op zich geen aanleiding geven tot concentraties dioxinen in melkvet, die uitgaan boven de norm (6 nanogram/kg melkvet). De oorzaak van te grote concentraties in het melkvet is de depositie rechtstreeks op het gras.

Tabel 13 Concentratie dioxinen in melkvet, 25 jaar na een bepaalde maatregel (nanogram per kg melkvet).

Depositie ng/m ² /jaar	50		75		100	
Bodemsanering	ja	nee	ja	nee	ja	nee
Reductie emissie (%)						
0	13,6	14,3	20,4	20,4	17,2	27,2
25	10,2	10,6	15,3	15,9	20,4	21,2
50	6,8	7,6	10,2	11,4	13,6	15,2
75	3,4	4,6	5,1	6,9	6,8	9,2
100	0	1,6	0	2,4	0	3,2

LITERATUUR

- Berghuijs-Van Dijk, J.T., 1985. WATBAL, A simple water balance model for a unsaturated/saturated soil profile. Nota 1670, Institute for Land and Water Management Research, Wageningen.
- Beuving, J., 1984. Vocht- en doorlatendheidskarakteristieken, dichtheid en samenstelling van bodemprofielen in zand-, zavel-, klei- en veengronden. Wageningen, ICW. Rapport 10. 26 pp.
- Beuving, J., K. Oostindie en Th. Vellinga, 1989. Vertrappingsverliezen door onvoldoende draagkracht van veengrasland. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 6. 31 pp.
- Boels, D., 1990. Minimale hoeveelheid percolaat met gereduceerde concentratie uit bovengrondse opslag van verontreinigd materiaal. (in voorbereiding).
- Boels, D., J.B.H.M. van Gils, G.J. Veerman and K.E. Wit, 1978. Theory and system of automatic determination of soil moisture characteristics and unsaturated conductivities. Soil Sci. 126: 191-199. Verspr. Overdr. ICW 122.
- Boels, D. en R. Wiebing, 1972. Het diepe drainage proefveld te Hornhuizen. Nota ICW 703.
- Bolt, F.J.E. van der, 1990. Environmental properties of chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, a literature review. Wageningen, the Winand Staring Centre. Report in press.
- Bolt, F.J.E. van der, 1990. Fate of chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the environment, a preliminary model-study. Wageningen, the Winand Staring Centre. Report in preparation.
- Bronswijk, J.J.B. en K. Oostindie, 1990. FLOCR, a simulation model for the calculation of water balance, racking and subsidence of clay soils. Users guide. Wageningen. Staring Centrum.
- Bronswijk, J.J.B. en J.J. Evers-Vermeer, 1990. Shrinkage of Dutch clay soil aggregates. Neth. J. of Agr. Sci. (in press).
- Fries, G.F. et al., 1982. Soil ingestion by dairy cattle. J. Dairy Sci., 65:611-618.
- Fries, G.F., 1987. Assesment of potential residues in foods derived from animals exposed to TCDD-contaminated soil. Chemosphere, 16, 8/9:2123-2128.
- Healey, W.B., 1968. Ingestion of soil by dairy cows. New Zealands J. of Agr. Resources, 11:487-499.

Jensen D.J. en R.A. Hummel, 1982. Secretion of TCDD in milk and cream following the feeding of TCDD to lactating cows. Bull. of Environmental contamination and toxicology, 29:440-446.

Jensen, D.J. et al., 1983. Residue studies for (2, 4, 5-trichlorophenoxy) acetic acid and 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in grass and rice. J. of Agr. food Chem., 31,1:118-122.

Jones, D. et al., 1989. Bioavailability of grain and soil-borne tritiated 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) administered to lactating Holstein cows. Chemosphere, 18,1-6:1257-1263

Kroes, J.G. en P.E. Rijtema, 1989. TRANSOL (TRANsport of a SOLute), Users guide. Wageningen, Staring Centrum. Interne notitie.

Nestrick, T.J. et al., 1980. Identification of tetrachlorodibenzo-p-dioxin isomers at the 1-ng level by photolytic degradation and pattern recognition techniques. Anal. Chem., 52, 12:1865-1873.

Ommen, H.C. van, 1990. Lange termijn beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit bij berging van baggerspecie onder (grond)water. H₂O, 23,4:107-109.

Peerboom, J.M.P.M., 1990. Waterhuishoudkundige schadefuncties op grasland. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 43.

Rijtema, P.E., 1965. An analysis of actual evapotranspiration. Centrum voor Landbouwpublicaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen, PUDOC.

Schothorst, C.J., 1982. Drainage behaviour of peat soils. Wageningen, ICW. Rapport 3.

Wiebing, R. en D. Boels, 1988. Leeflaagconstructies op havenslibdepots. Een kolommen experiment. Wageningen. ICW. Nota 1910.

Wind, G.P., 1972. A hydraulic model for the simulation of vertical unsaturated flow of moisture in soils. J. Hydrol. 15:227-246.

Wind, G.P., 1979. Analog modelling of transient moisture flow in unsaturated soils. Wageningen, PUDOC. Agr. Res. Rep. 894. Pudoc, 54 pp.

Wind, G.P. en W. van Doorne, 1975. A numerical model for the simulation of unsaturated vertical flow of moisture in soils. J. Hydrol., 24:1-20.