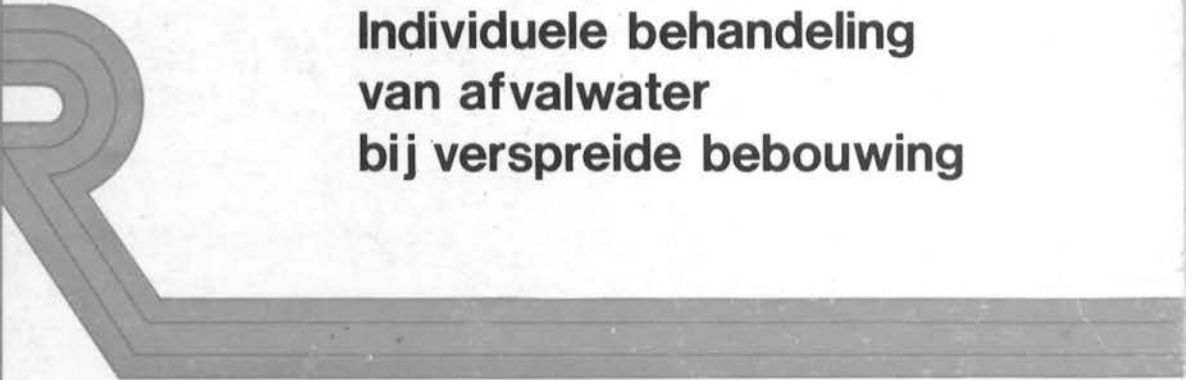




Individuele behandeling van afvalwater bij verspreide bebouwing

1981

.B.-HR-01-05

BO.3.7.05

Onderzoek fase 1: Verkennende studie

**Deelproject : Infiltratie in de bodem
en bodemverontreiniging**

Samenvattend eindrapport



**. Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne
. afdeling Rioleringen
. hoofdafdeling Bodem**



Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne

Leidschendam - Dokter Reijersstraat 12 - Tel. (070) 20 92 60 - Telex 32382 v m nl - Telegramadres .VENM
bereikbaar van station Den Haag HS met buslijn 44 en van de stations Den Haag CS en Voorburg met de bus-
lijnen 25, 45 en 46. Correspondentie uitsluitend: Postbus 439, 2200 AK Leidschendam

Aan geadresseerde

uw kenmerk

uw brief

ons kenmerk Nr. 43196
DGMH/W

onderwerp rapport 1e fase onderzoekproject
Individuele behandeling van afvalwater
bij verspreide bebouwing

datum 8 september 1981

De bestrijding van de oppervlaktewaterverontreiniging heeft zich in eerste instantie gericht op inzameling en centrale zuivering van het afvalwater van woonkernen. Behalve voor de oppervlaktewaterkwaliteit heeft dit ook positieve gevolgen voor de grondwaterkwaliteit.

Thans komt er steeds meer aandacht voor de diffuse verontreiniging van bijvoorbeeld verspreide bebouwing, agrarische activiteiten, uitspoeling, regenwater etc. Voor verschillende aspecten blijkt nog veel studie nodig om deze vormen van verontreiniging goed te leren kennen en optimale oplossingen te vinden voor bepaalde probleemsituaties.

Hierbij heb ik het genoegen U de eindrapporten van de eerste fase van het onderzoekproject "Individuele behandeling van afvalwater bij verspreide bebouwing" ter informatie te doen toekomen.

Deze eerste fase omvatte een verkennende studie, welke zal worden gevolgd door aanvullende studies, waaronder een toetsing van ontwerpgrondslagen voor individuele zuiveringsinstallaties in praktijksituaties, met het uiteindelijke doel om handleidingen en richtlijnen op te kunnen stellen ten behoeve van situaties waar verspreide bebouwing niet op de gemeentelijke riolering kan worden aangesloten.

Overigens is in deze en andere studies duidelijk geworden dat een goede oplossing voor de diffuse lozingen alleen dan mogelijk is wanneer alle betrokken instanties de verschillende verontreinigingsbronnen in hun samenhang bestuderen en de maatregelen op elkaar afstemmen. Dit geldt zowel voor poldergebieden, stroomgebieden, op hogere gronden, als in grondwaterwingebieden en andere gebieden. Niet in de laatste plaats is in alle gevallen de zorg voor de hygiëne van het woonmilieu van belang.

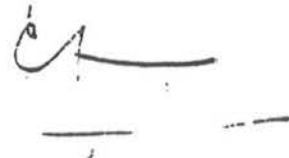
De maatregelen kunnen bijvoorbeeld vorm krijgen bij de afgifte van bouwvergunningen of lozingsvergunningen in het kader van de bescherming van oppervlaktewater of grondwater. Daarnaast kunnen (tijdelijk) maatregelen nodig zijn ter opheffing van ongewenste situaties, eventueel naar aanleiding van klachten hieromtrent. Deze maatregelen kunnen eventueel

voorafgaan aan een toekomstige aanleg van riolering.

De verdere uitvoering van deze studie zal nog enige jaren vergen. De publicatie van de onderhavige rapporten is bedoeld om de instanties die thans geconfronteerd worden met deze problematiek reeds zoveel mogelijk te informeren ten behoeve van de uitwerking van hun beleid in deze. De aanwijzingen en getallen in de rapporten hebben een indicatieve waarde en mogen derhalve nog niet worden gehanteerd als definitieve richtlijnen ten behoeve van locale of regionale voorschriften.

De beide hoofd rapporten, "Behandelingssystemen en oppervlaktewaterverontreiniging" en "Infiltratie in de bodem en bodemverontreiniging" kunnen evenals de interimrapporten worden bijbesteld. Voor de interimrapporten is de uiterste besteldatum 1 februari 1982.

De Minister van Volksgezondheid
en Milieuhygiëne,

A handwritten signature, possibly 'C.A.', followed by two horizontal lines, one short and one longer, indicating a signature block.

**PUBLICATIEREELS "RIOLERINGEN"
"BODEMBESCHERMING"**

Ministerie V en M

1 Rapport nr. R.I.B. - HR - 01-05 (Rioleringenreeks) of BO 3.7.05 (Bodembeschermingsreeks)		7 Archief nr.	
2 Sub-titel Rapport Deelproject infiltratie in de bodem en bodemverontreiniging (samenvattend eindrapport)		8 Datum Publicatie sept. 1981	
3 Schrijver(s) drs. A. T. Tukkers ir. L. J. E. Duysens ir. G. M. Chardon		9 Rapport nr. Instituut 491	
4 Uitvoerend Instituut, Naam Adres IWACO B.V. Adviesbureau voor watervoorziening Postbus 183 Schiekade 189 3000 AD Rotterdam		10 Tijdschrijf nr.	
		11 Opdracht nr. nr. 91288 DGMH/BO/W	
5 Opdrachtgever(s) Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne		12 Rapporttype en periode Hoofdrapport oktober 1979 - februari 1981	
6 Titel Onderzoekproject Individuele behandeling van afvalwater bij verspreide bebouwing fase 1			
13 Samenvatting Het afvalwater van ruim 300.000 wningen en een aanzienlijk aantal bedrijven, recreatieve voorzieningen, a.d. zal op lange termijn niet (of slechts ten dele tegen zeer hoge kosten) kunnen worden afgevoerd naar en behandeld in een gemeentelijke of regionale zuiveringsinstallatie. In het onderhavige onderzoekproject wordt onderzocht welke locale voorzieningen zouden kunnen worden getroffen om het afvalwater ter plaatse te behandelen en te lozen. Fase 1 van het onderzoekproject betreft een verkennende studie, welke is gebaseerd op literatuuronderzoek, praktijkervaringen en overige beschikbare kennis. Dit deelproject betreft de technische mogelijkheden en consequenties van infiltratie van afvalwater in de bodem. Het hoofdrapport (R.I.B. - HR - 01-05) geeft enerzijds algemene aanwijzingen omtrent de toepassing van infiltratie van afvalwater in Nederland en anderzijds aanbevelingen voor nader (praktijk)onderzoek. Het rapport is gelijktijdig met R.I.B. - HR - 01-01 opgesteld.			
14 Begeleidingscommissie ir. A. H. Dirkzwager : V&W ir. R. T. Eikelboom : V&M (voorzitter) ir. H. O. Hooghoudt : V&M ir. R. Schutte : V&M ing. D. Vonk : V&M ir. W. J. Willems : V&M (secretaris)		15 Bijbehorende Rapporten R.I.B. - HR - 01-01 R.I.B. - DR - 01-02/03/04/06/07/08/	
		16 Aantal blz. ± 120	17 Prijs fl. 10,-
18 Besteladres Bestelling door overmaking van het verschuldigde bedrag aan: Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Leidschendam. Postgiro 550975 (met vermelding rapport nr.)			
19 Uitgever Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne (DGMH, afd. Rioleringen). Dokter Rijkstraat 12 2265 BA Leidschendam			

OVERZICHT PUBLICATIE AFDELING RIOLERINGEN

Code	Rapport	Datum publicatie	Prijs ²⁾	Aantal pag.	Opm.
R.IB	Onderzoekprogramma individuele Behandeling Afvalwater				
	<u>Fase 1 Verkennende studie</u>				
R.IB-HR-01-01	Behandelingssystemen en oppervlaktewater-verontreiniging (samenvattend eindrapport)	sept. 1981	f 10,-	ca 120	
R.IB-OR-01-01-02	idem, 1e interimrapport		f 15,-	ca 95	')
R.IB-OR-01-03	idem, 2e interimrapport		f 15,-	ca 115	')
R.IB-OR-01-04	idem, 3e interimrapport		f 15,-	ca 80	')
R.IB-HR-01-05	Infiltratie in de bodem en bodemverontreiniging (samenvattend eindrapport)	sept. 1981	f 10,-	ca 120	
R.IB-OR-01-06	idem, 1e interimrapport		f 15,-	ca 155	')
R.IB-OR-01-07	idem, 2e interimrapport		f 15,-	ca 90	')
R.IB-OR-01-08	idem, 3e interimrapport		f 15,-	ca 90	')

OPM.: '1) bestellen vóór 1 december 1981; daarna wordt rapport gedrukt en toegezonden.

2) inclusief verzendkosten.

Rapport 491

INDIVIDUELE BEHANDELING AFVALWATER
DEELASPECT INFILTRATIE IN DE BODEM
EN BODEMVERONTREINIGING

EINDRAPPORT

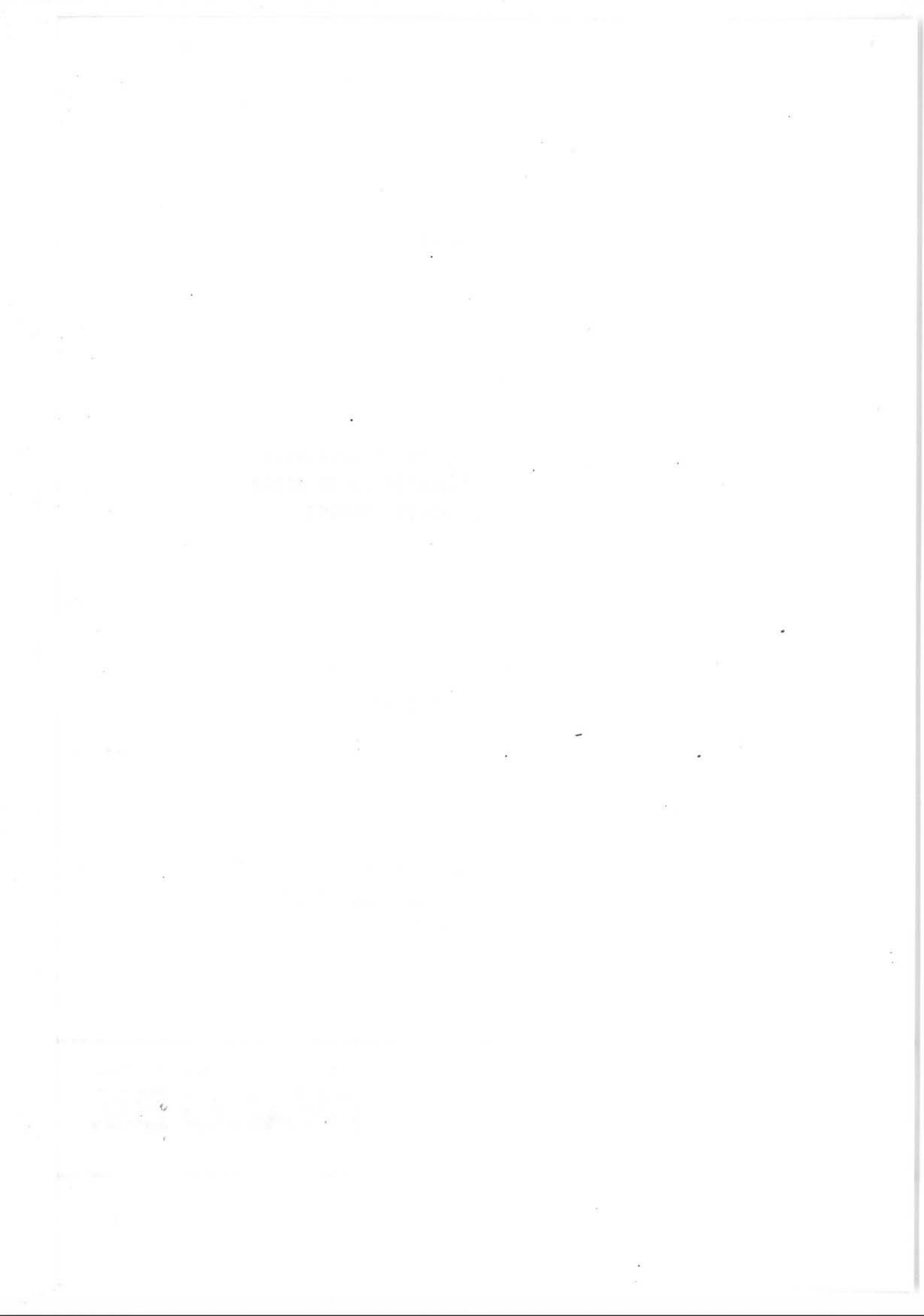
OPDRACHTGEVER
MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID
EN MILIEUHYGIENE

Rotterdam, februari 1981

ADVIESBUREAU VOOR WATERVOORZIENING

IWACO B.V.

INTERNATIONAL WATER SUPPLY CONSULTANTS



INHOUD:

Blz.:

1.	<u>INLEIDING.</u>	1
2.	<u>BODEMBESCHERMING EN INFILTRATIE.</u>	3
2.1.	DOELSTELLING EN MOTIEVEN BODEMBESCHERMING.	3
2.2.	DEFINITIE BODEMINFILTRATIE.	5
2.3.	TECHNISCHE EN MILIEUHYGIENISCHE CRITERIA DIE EEN ROL SPELEN BIJ DE INFILTRATIE.	6
3.	<u>STAND VAN KENNIS (INFILTRATIE) SYSTEMEN.</u>	7
3.1.	INFILTRATIESYSTEMEN.	7
3.2.	VOORWAARDEN VOOR INFILTRATIE.	8
	3.2.1. <u>Waterafvoer door de bodem.</u>	8
	3.2.2. <u>Verstopping van het infiltratie- systeem.</u>	10
	3.2.2.1. Verstoppingsoorzaak.	10
	3.2.2.2. Plaats van de verstopping.	10
	3.2.2.3. Toepasbare infiltraatbelasting.	11
	3.2.2.4. Intermitterend infiltreren.	12
3.3.	WERKING IN PRAKTIJK; LEVENSDUUR.	12
3.4.	BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD.	15
3.5.	DIMENSIONERINGSGROOTHEDEN VAN INFILTRATIE- SYSTEMEN.	15
4.	<u>STAND VAN KENNIS MET BETREKKING TOT VERONTREINIGING VAN BODEM- EN GRONDWATER.</u>	17
4.1.	<u>TRANSPORT EN ACCUMULATIEPROCESSEN.</u>	17
	4.1.1. <u>Transport.</u>	18
	4.1.2. <u>Adsorptie aan bodemcolloïden.</u>	19
	4.1.3. <u>Neerslag- en oplossingsreacties.</u>	22
	4.1.4. <u>Afbraak- en omzettingsreacties.</u>	23
4.2.	<u>VERONTREINIGENDE STOFFEN.</u>	24
	4.2.1. <u>Organische stoffen.</u>	24
	4.2.1.1. Algemeen.	24
	4.2.1.2. Detergenten.	24
	4.2.1.3. Organische microverontreinigingen.	25
	4.2.2. <u>Stikstof.</u>	25
	4.2.3. <u>Fosfaat.</u>	26
	4.2.4. <u>Zware metalen.</u>	26
	4.2.5. <u>Ionen van goed oplosbare zouten.</u>	26
4.3.	<u>VERONTREINIGING MET PATHOGENE ORGANISMEN.</u>	27
	4.3.1. <u>Besmetting van de bodem.</u>	27
	4.3.2. <u>Transport in de bodem.</u>	28
	4.3.2.1. Protozoa.	28
	4.3.2.2. Helminthen.	28
	4.3.2.3. Virussen.	28
	4.3.2.4. Bacteriën.	28
	4.3.3. <u>Transport in het grondwater.</u>	29
	4.3.3.1. Virussen.	29
	4.3.3.2. Bacteriën.	29
	4.3.4. <u>Effecten van verontreiniging bodem en grondwater.</u>	29
	4.3.5. <u>Normen voor de plaatsing van infiltratiesystemen.</u>	31
4.4.	<u>SAMENVATTING EN CONCLUSIES.</u>	31

INHOUD: (vervolg)

Blz.:

5.	<u>CLASSIFICATIE VAN NEDERLAND MET</u> <u>BETREKKING TOT INFILTRATIE.</u>	35
5.1.	<u>INFILTRATIEMOGELIJKHEID.</u>	35
5.2.	<u>KWETSBARE GEBIEDEN.</u>	40
	5.2.1. <u>Waterwingebieden.</u>	40
	5.2.2. <u>Natuurgebieden.</u>	42
6.	<u>BESCHRIJVING VAN HET VOORKOMEN IN NEDERLAND</u> <u>VAN INFILTRATIE HUISHOUELIJK AFVALWATER</u> <u>IN DE BODEM.</u>	43
6.1.	<u>HUIDIGE INFILTRATIE IN NEDERLAND.</u>	43
	6.1.1. <u>Huishoudens.</u>	43
	6.1.2. <u>Recreatie.</u>	45
6.2.	<u>TOEGEPASTE INFILTRATIESYSTEMEN.</u>	48
	6.2.1. <u>Huishoudens.</u>	48
	6.2.1.1. <u>Zinkputten.</u>	49
	6.2.1.2. <u>Septic tanks in combinatie met</u> <u>zinkputten.</u>	50
	6.2.1.3. <u>Beerputten.</u>	51
	6.2.1.4. <u>Gierkelders.</u>	51
	6.2.2. <u>Recreatie.</u>	51
6.3.	<u>ORGANISATIE EN BELEID.</u>	52
	6.3.2. <u>Huishoudens.</u>	52
	6.3.2. <u>Recreatieterreinen.</u>	53
6.4.	<u>SAMENSTELLING HUISHOUELIJK AFVALWATER</u> <u>EN INFILTRAATKWALITEIT.</u>	55
7.	<u>PROBLEEMANALYSE.</u>	57
8.	<u>TECHNISCHE MOGELIJKHEDEN TER VERBETERING</u> <u>VAN DE INFILTRATIE.</u>	61
8.1.	<u>VERBETERING VAN DE INFILTRAATKWALITEIT</u> <u>DOOR VOORBEHANDELING.</u>	61
	8.1.1. <u>Voorkomen van verstopping.</u>	61
	8.1.2. <u>Toepassing van zuiveringssystemen.</u>	61
8.2.	<u>VERBETERING VAN DE WERKING VAN INFILTRATIE-</u> <u>SYSTEMEN.</u>	62
	8.2.1. <u>Dimensionering.</u>	62
	8.2.1.1. <u>Infiltratiekanalen.</u>	64
	8.2.1.2. <u>Zinkputten.</u>	65
	8.2.2. <u>Bedrijfsvoering en onderhoud.</u>	65
	8.2.3. <u>Levensduur.</u>	65
	8.2.4. <u>Alternatief.</u>	66
8.3.	<u>KOSTEN.</u>	66
9.	<u>EVALUATIE.</u>	67
9.1.	<u>GEVOELIGHEID VAN HET BODEMSYSTEEM IN</u> <u>RELATIE MET DE GRONDWATERKWALITEIT EN</u> <u>DE TOELAATBAARHEID VAN STOFFEN IN HET</u> <u>BODEMSYSTEEM.</u>	67
9.2.	<u>SYSTEEMKEUZE.</u>	68

INHOUD:(vervolg)

	<u>Blz.:</u>
10.	<u>CONCLUSIES.</u> 71
10.1.	STAND VAN KENNIS; (INFILTRATIE)SYSTEMEN. 71
10.2.	STAND VAN KENNIS; VERONTREINIGING VAN BODEM EN GRONDWATER. 71
10.3.	CLASSIFICATIE VAN NEDERLAND MET BETREK- KING TOT INFILTRATIE. 72
10.4.	KWETSBARE GEBIEDEN. 72
10.5.	HUIDIGE INFILTRATIE IN DE BODEM VAN HUIS- HOUDELIJK AFVALWATER IN NEDERLAND. 73
10.6.	VERBETERING VAN DE HUIDIGE NEDERLANDSE SITUATIE. 74
11.	<u>AANBEVELINGEN VOOR VERDERE ACTIVITEITEN.</u> 76
12.	<u>LITERATUUR.</u> 78
13.	<u>BIJLAGEN.</u> 91



1.

INLEIDING.

Op 16 oktober 1979 werd IWACO opdracht verleend door het Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne (kenmerk nr. 91288 DGMH/BO/W) voor het verrichten van onderzoek naar de verontreiniging van bodem en grondwater als gevolg van de infiltratie van huishoudelijk afvalwater van kleine bronnen (tot 200 i.e.), zoals aangeboden op 19 juli 1979 (kenmerk AT/DvW-491/7907527). Tegelijkertijd werd aan Witteveen en Bos opdracht gegeven voor het bestuderen van individuele behandelingssystemen van huishoudelijk afvalwater en de verontreiniging van oppervlaktewater als gevolg van individuele lozingen.

Doel van het onderzoek is het verzamelen van informatie en het doen van aanbevelingen ten behoeve van het Ministerie van V & M voor toekomstige normen en voorschriften en voor maatregelen ter beperking van verontreinigingen als gevolg van lozingen van huishoudelijk afvalwater in de bodem en oppervlaktewater. Beide studies zijn in onderling overleg uitgevoerd.

Het hier voorliggende eindrapport is opgebouwd en verder ontwikkeld uit de in een drietal deelrapporten beschreven hoofdelementen:

- * huidige stand van kennis ten aanzien van (infiltratie)systemen en bodem c.q. grondwaterverontreiniging;
- * de op basis van deze kennis ontwikkelde classificatie van Nederland met betrekking tot de mogelijkheid voor infiltratie.
- * de huidige situatie in Nederland met betrekking tot infiltratie;
- * technische mogelijkheden ter verbetering van de Nederlandse situatie en de consequenties.

Het eindrapport is deels een samenvatting van de drie deelrapporten en deels een verdere ontwikkeling daarvan.

In hoofdstuk 2 wordt nader ingegaan op de doelstelling en motieven van bodembescherming en worden de begrippen bodeminfiltratie en bodemsysteem nader gedefiniëerd, respectievelijk omschreven.

In de hoofdstukken 3 en 4 zijn respectievelijk de huidige stand van kennis ten aanzien van (infiltratie)systemen en de verontreiniging van bodem en grondwater beschreven.

In hoofdstuk 5 is voor Nederland een classificatie ontwikkeld met betrekking tot de mogelijkheid voor infiltratie.

De huidige situatie met betrekking tot infiltratie van huishoudelijk afvalwater in Nederland wordt beschreven in hoofdstuk 6.

In hoofdstuk 7 is een probleemanalyse ontwikkeld ten aanzien van het vraagstuk infiltratie van huishoudelijk afvalwater.

De technische mogelijkheden ter verbetering van de infiltratie in Nederland zijn behandeld in hoofdstuk 8.

In hoofdstuk 9 is de gevoeligheid van het bodemsysteem voor verontreiniging geëvalueerd en daaraan een systeemkeuze gekoppeld.

De hoofdconclusies inclusief het aangeven van de leemten in kennis zijn vervat in hoofdstuk 10.

Aanbevelingen voor verdere activiteit met betrekking tot onderzoek en op te stellen richtlijnen staan vermeld in hoofdstuk 11.

2. BODEMBESCHERMING EN INFILTRATIE.

2.1. DOELSTELLING EN MOTIEVEN BODEMBESCHERMING.

De buitenste aardkorst fungeert als leefterrein voor mens en dier en als groeiplaats voor de plant; deze functies volgen uit de ligging van deze korst op het grensvlak tussen de steenschaal (lithosfeer), het water (de hydrosfeer) en de dampkring (de atmosfeer). Dit buitenste deel van de aardkorst wordt bodem genoemd en bestaat uit een biotisch en een abiotisch deel.

Onder bodemsysteem wordt verstaan alles wat zich onder het maaiveld bevindt in vaste, vloeibare en gasvormige fase. Meestal wordt in plaats van 'bodemsysteem' kortweg 'bodem' gezegd. Strikt genomen bestaat het bodemsysteem echter uit 'de bodem' (vaste fase), 'het grondwater' (vloeibare fase) en de in de onverzadigde zone voorkomende gasvormige fase.

Bodembescherming omvat alle maatregelen om aantasting en verontreiniging van de bodem (inclusief grondwater) als gevolg van menselijke activiteiten te voorkomen of te beperken, respectievelijk te bestrijden of ongedaan te maken.

Voorbeelden hiervan zijn maatregelen ter voorkoming van verdichting van de bodem en bestrijding van bodemerosie. Een verslechtering van de chemische eigenschappen van de bodem is veelal het gevolg van toevoegen van stoffen aan de bodem.

Men spreekt in het algemeen van bodemverontreiniging als de bodem niet goed of onvoldoende functioneert voor het door de mens gestelde doel, door de aanwezigheid van bepaalde stoffen, direkt of indirekt veroorzaakt door menselijke activiteit. Deze stoffen kunnen zowel stoffen zijn die door hun aard een bedreiging kunnen vormen voor de gezondheid van mens en dier of de vegetatie negatief kunnen beïnvloeden zoals bijvoorbeeld zware metalen en pesticiden als ook stoffen die meer algemeen voorkomen zoals stikstof en fosfaat. Over het functioneren van de bodem zelf als ecosysteem en een mogelijke bedreiging ervan is nog weinig bekend.

Als voornaamste bodemfuncties kunnen worden genoemd:

- algemeen: * drager (platform) van de menselijke samenleving;
- specifiek: * ecologisch-morfologische functie; het belang van de bodem als drager van ecosystemen (vegetatie, bodemfauna en bodemflora) respectievelijk als bepalend element voor de verschijningsvorm van het landschap;
- * agrarische functie; bepalend element van de bodem voor het voedselvoortbrengend vermogen;

- * watervoorzieningsfuncties; het belang van het zich in de bodem bevindend (grond)water, zowel voor de drinkwatervoorziening, industrie en agrarisch gebruik, als voor de kwaliteit van het oppervlaktewater en de (bodem)organismen; inclusief filter voor water, zowel grond- als oppervlaktewater;
- * delfstoffen- en energievoorzieningsfunctie; in de bodem aanwezige grondstoffen voor de mens.

Bodemgerichte studies zijn tot op heden veelal gericht op de fysische en chemische eigenschappen en processen in de bodem; het biotische bodemdeel werd sterk verwaarloosd, met uitzondering van de bodemmicrobiologie. Dit moet worden toegeschreven aan de toch wel eenzijdige benadering van de bodem als substraat voor gewasproductie. De bodemkunde is dan ook als onderdeel van de landbouwwetenschap tot ontplooiing gekomen. Door een steeds intensiever gebruik van de bodem kunnen verschillende functies met elkaar in konflikt komen, waardoor afweging van belangen betrokken bij de bodem plaats moet vinden, gebaseerd op breder georiënteerde bodemstudies. Effekten door toediening van stoffen aan de bodem kunnen worden onderscheiden naar:

- * direkte effekten op:
 1. het biotisch deel van de bodem; bodemfauna en bodemflora.
 2. het abiotisch deel van de bodem; samenstellen vaste fase en oplossing, bodemstructuur.
- * indirecte effekten op:
 1. kwaliteit en kwantiteit van het vegetatiedek.
 2. kwaliteit van het doorstromend water, hetzij naar het grondwater, hetzij naar het oppervlaktewater.

Wanneer (afval)stoffen worden toegediend aan de bodem, dan kunnen eisen gesteld worden aan de filterwerking ervan. Deze worden dan rechtstreeks bepaald door de bestemming van het betreffende water. Zulk een filterwerking kan doelbewust worden ingeschakeld bij opslag en voorbehandeling van water bestemd voor drinkwater (oever- en duininfiltratie) en bij landbehandeling van afvalwater of er wordt dankbaar gebruik van gemaakt (grondwaterwinning t.b.v. drinkwatervoorziening).

Ten aanzien van deze filterwerking dienen een tweetal aspecten in het oog te worden gehouden:

- * de samenstelling van het water. Of aan de eisen, die bepaald worden door de bestemming van het water, kan worden voldaan hangt af van o.a de kwaliteit van het water in de uitgangssituatie en processen en verblijftijden in de bodem;
- * de samenstelling van de bodem.: het complement van de samenstelling van het water. Dit wijst op de eindigheid van het systeem: als verwijdering van stoffen uit het water tot stand komt door aanrijking hiermee in de bodem (vaste fase) kan na zekere tijd een verzadiging van de betreffende bodemlaag worden verwacht, waardoor in deze laag geen vasthouden van een bepaalde stof meer plaatsvindt en deze dus in het grondwater terecht kan komen. Ook een eventuele andere bestemming van deze bodem in de toekomst kan hierdoor beperkt worden, als bepaalde stoffen tot voor die bestemming ontoelaatbare gehalten zijn geaccumuleerd.

Het terechtkomen van afvalstoffen in het bodemsysteem betekent dus altijd dat accumulatie van systeemvreemde bestanddelen optreedt, ofwel in de bodem, ofwel in het grondwater.

Het gaat dan ook vooral om de tijd die het duurt voordat bodem of water, die voor bepaalde doeleinden gebruikt worden en waaraan bepaalde kwaliteits-eisen gesteld worden, de hiermee verbonden grenswaarden overschrijden. In deze tijd kan in de bodem afbraak en omzetting plaatsvinden, in het grondwater daarnaast ook verdunning. Deze verdunning peelt echter geen grote rol.

2.2.

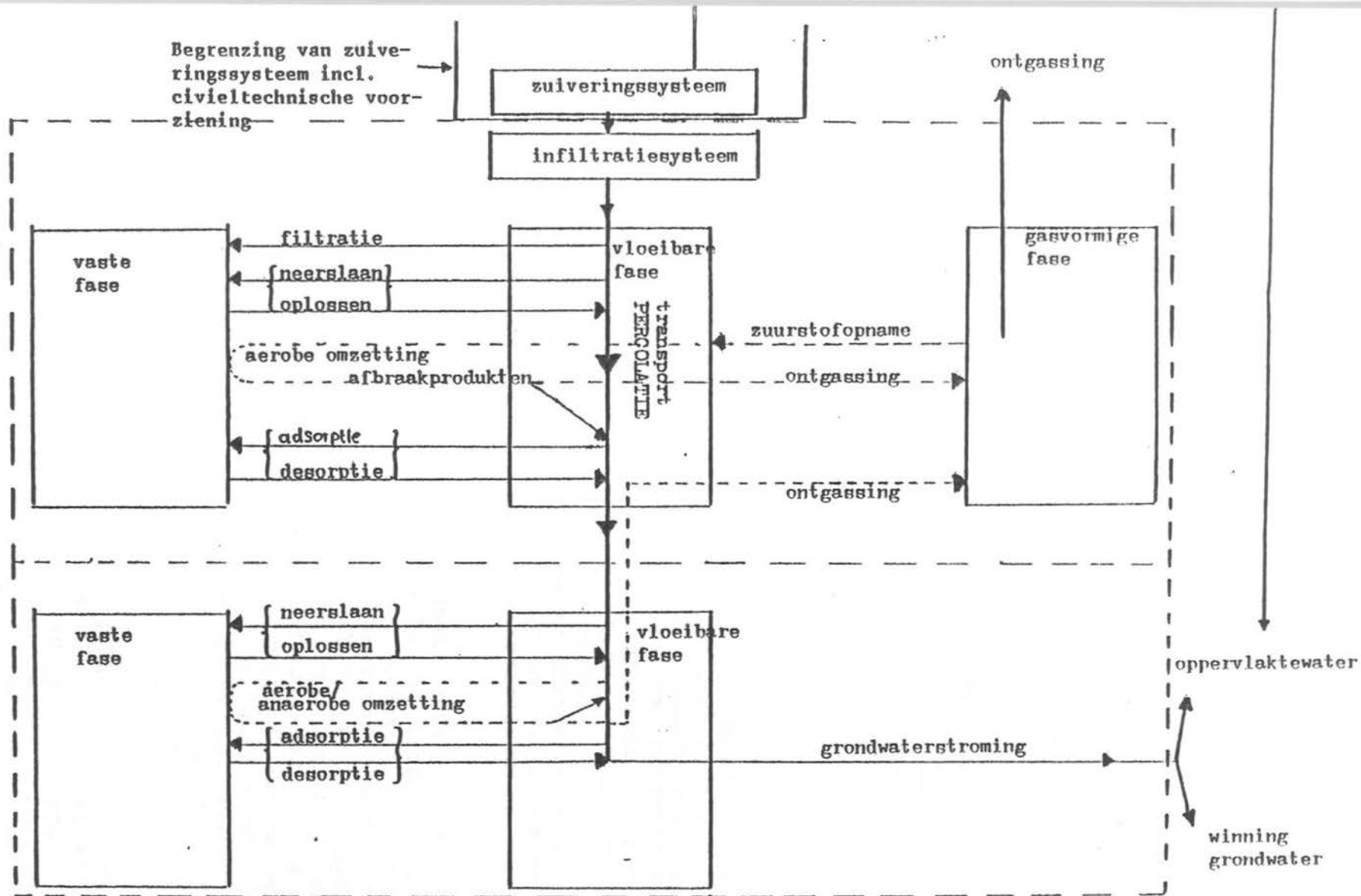
DEFINITIE BODEMINFILTRATIE.

In het kader van bodembescherming is een duidelijke omschrijving van het begrip bodeminfiltratie van belang. Wanneer afvalwater ongezuiverd of als effluent in de bodem wordt gebracht, dan is altijd sprake van lozing in de bodem tenzij door een aangebrachte civiel-technische voorziening transport naar dieper gelegen bodemlagen (deze kunnen zowel tot de onverzadigde als tot de verzadigde zone behoren) verhinderd wordt. In het laatste geval zijn de ondiep gelegen, afgeschermd bodemlagen onderdeel van het zuiveringssysteem; het betreft dan een gesloten systeem. Het resulterende effluent van een dergelijk systeem kan geloosd worden op oppervlaktewater dan wel alsnog geloosd worden op de bodem.

Figuur 2.1 geeft een overzicht van de processen die het infiltraat ondergaat bij passage door het bodemsysteem.

ONVERZADIGDE
ZONE

VERZADIGDE
ZONE



Figuur 2.1: bodemsysteem met optredende processen

2.3. TECHNISCHE EN MILIEUHYGIENISCHE CRITERIA DIE EEN ROL SPELEN BIJ INFILTRATIE.

Bij de vraag of de bodem ingeschakeld kan worden bij infiltratie van huishoudelijk afvalwater zijn de volgende twee criteria van belang:

- * technische criteria;
- * milieuhygiënische criteria.

De technische mogelijkheden worden bepaald door de plaatselijke hydrologisch-bodemkundige situatie met betrekking tot o.a. doorlatendheid, grondwaterstand, aanwezigheid storende lagen, kwel of wegzijging en afstand tot open water. Een ander belangrijk technisch criterium is de toepasbaarheid van individuele zuiverings- en infiltratiesystemen voor het afvalwater per huishouden of ander object.

Bij het zoeken naar oplossingen voor infiltratie van huishoudelijk afvalwater dient steeds een toetsing plaats te vinden op basis van de volgende milieuhygiënische criteria:

- * de eisen te stellen aan de kwaliteit van bodem en grondwater in gevoelige gebieden zoals waterwin-gebieden, natuurgebieden en overige gebieden;
- * de kwaliteit en hoeveelheid van het infiltraat;
- * de mogelijkheden om de kwaliteit en hoeveelheid afvalwater aan de bron gunstig te beïnvloeden. Zuiveringsinstallatie aan de bron en terugdringing van verontreiniging;
- * de optredende processen en het effect op het bodemsysteem;
- * de garantie dat de goede werking van aan te brengen voorzieningen ter terugdringing van verontreiniging, ook op de lange termijn, kan worden gegarandeerd.

Uit oogpunt van bodembescherming is de normstelling ten aanzien van de kwaliteit van bodem en grondwater een essentieel punt. Uitgaande van deze normen kunnen c.q. moeten eisen worden gesteld aan de kwaliteit van het infiltraat. Hierbij moet rekening worden gehouden met de te verwachten effecten op het bodemsysteem waarvan het grondwater een essentieel deel vormt.

3. STAND VAN KENNIS (INFILTRATIE) SYSTEMEN.

3.1. INFILTRATIESYSTEMEN.

Het doen opnemen door de bodem, infiltreren van huishoudelijk afvalwater, kan gebeuren met behulp van:

- * infiltratiekanalen.
- * infiltratiebedden.
- * zinkputten.

Infiltratiekanaal.

Een infiltratiekanaal bestaat in principe uit een filterbuis, omgeven door filtermateriaal (speciaal zand en grind) en afgedekt door een laag bodemmateriaal. De filterbuis kan bijvoorbeeld bestaan uit 30 cm lange landbouwdrainbuisjes Ø 10 cm of geperforeerde plastic buizen. De totale lengte van de samengestelde filterbuis mag niet groter zijn dan 30 meter.

De infiltratiekanalen worden meestal 30-90 cm breed uitgevoerd en de filterbuis moet onder de vorstgrens beneden het maaiveld liggen. Als minimale afstand tussen de verschillende kanalen wordt meestal 2 meter aangehouden. In figuren 3.1. en 3.2. is dit infiltratiesysteem weergegeven.

Infiltratiebed.

In plaats van een aantal sleuven naast elkaar kan één aaneengesloten bed worden gemaakt waarin een netwerk van filterbuizen wordt gelegd. De buizen mogen niet meer van 1,50 m van elkaar liggen en niet minder dan 90 cm van de zijkant.

Indien toepassing van de hierboven beschreven infiltratiesystemen onmogelijk is bijvoorbeeld als gevolg van een te hoog grondwaterpeil, kan gebruik worden gemaakt van een op het maaiveld aangebracht zandbed met filterbuizen. (zie figuur 3.3.).

Zinkput.

Een zinkput is in de meeste gevallen een put in de grond, waarvan de putwand is opgebouwd met bakstenen, kalkzandstenen of geprefabriceerde betonringen. In de stenen of tussen de stenen zijn veel maar niet te grote gaten aangebracht. Tussen deze wand en de omringende grond wordt een ruimte opengelaten die wordt opgevuld met grof korrelig materiaal (zie figuur 3.4.).

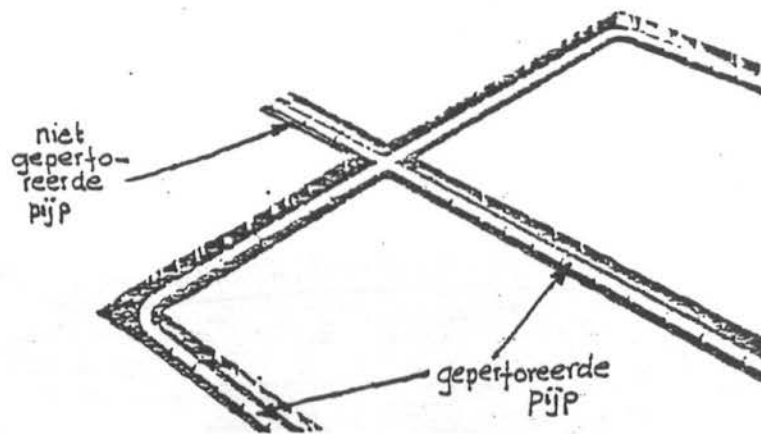


Fig. 3.1. Systeem met infiltratiekanalen

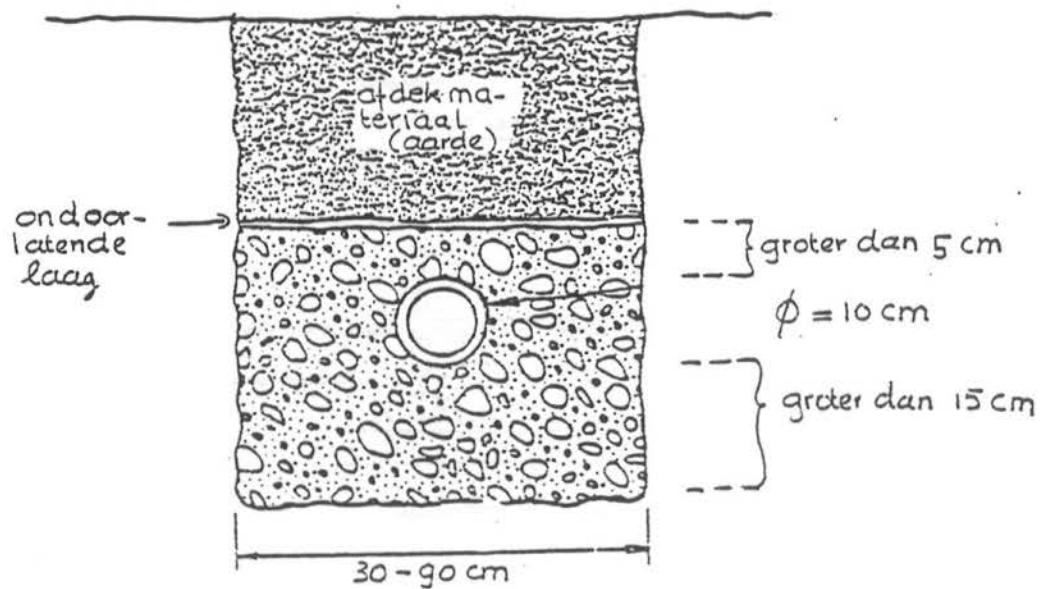


Fig. 3.2. Dwarsdoorsnede van een infiltratiekanaal. Normen V.S. (lit. 11g.).

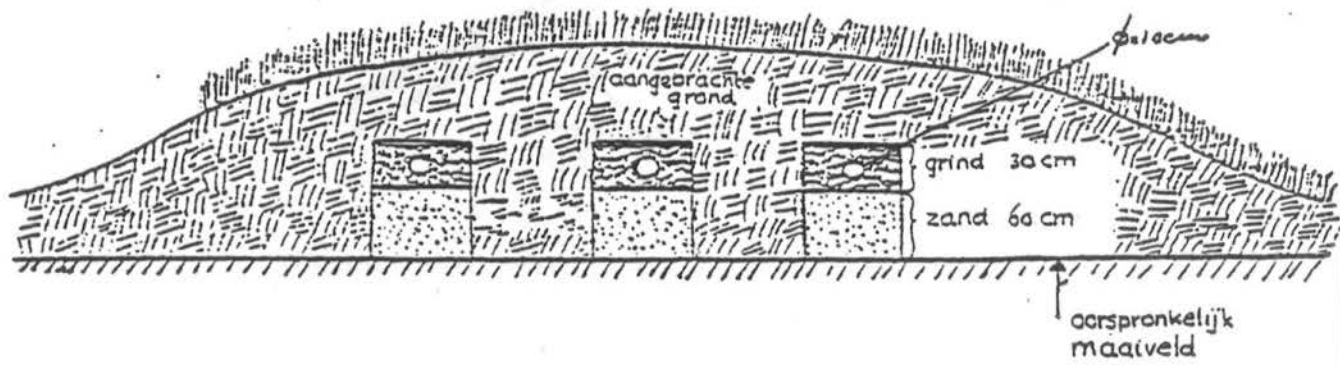


Fig. 3.3. Systeem met opgehoogde infiltratiekanalen.

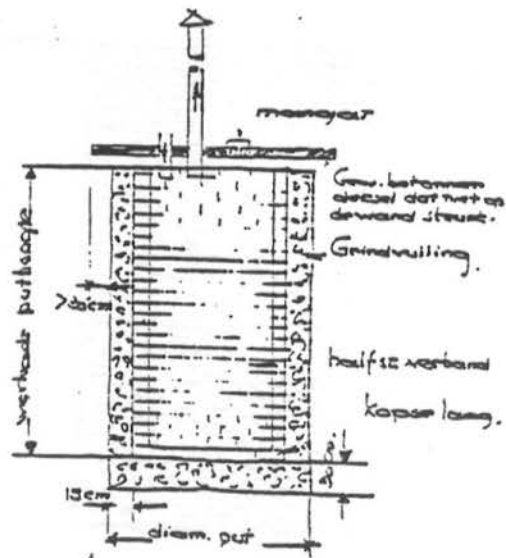


Fig. 3.4. Zinkput (lit. 35).

3.2. VOORWAARDEN VOOR INFILTRATIE.

Er kan een onderscheid worden gemaakt tussen technische aspecten en milieuhygiënische aspecten van infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem. De technische aspecten hebben te maken met de geschiktheid van de bodem om een bepaalde hoeveelheid afvalwater van een bepaalde kwaliteit binnen een bepaalde tijd te kunnen opnemen. Het technisch goed functioneren van een infiltratiesysteem is verder afhankelijk van de kwaliteit van het te infiltreren water dus van de manier van voorbehandelen van het afvalwater, (bijvoorbeeld een septic-tank), van het ontwerp, de constructie en het onderhoud van het systeem.

Milieuhygiënische aspecten hangen samen met de veranderingen in samenstelling die het infiltraat tijdens zijn passage door de bodem ondergaat en de kwaliteitsverandering van de bodem en grondwater zelf. Eisen kunnen gesteld worden t.a.v. de invloed van het infiltraat op de samenstelling van het grondwater, het oppervlaktewater of de bodem. In de literatuur blijkt vooral de nadruk te liggen op de technische aspecten van infiltratie van septic-tank effluent. In dit hoofdstuk komen dan ook met name deze technische aspecten aan de orde.

Een zuiver milieuhygiënische voorwaarde is het bewaren van een bepaalde afstand tussen de infiltratieplaats en open water of een bron voor grondwaterwinning. In de verschillende staten van de Verenigde Staten gelden hiervoor verschillende normen (lit.121): als minimale afstand tot een grondwaterwinning op kleine schaal houdt men meestal 15 - 30 m aan. Een ander milieuhygiënisch aspect is dat de doorlatendheid van de bodem niet te groot mag zijn, omdat in dat geval onvoldoende degradatie van afbreekbare stoffen kan optreden. Hiervoor zijn echter geen getalswaarden gegeven.

3.2.1. Waterafvoer door de bodem.

Dit is vooral een hydrologisch-bodemkundige kwestie. De waterafvoer is afhankelijk van:

- * de doorlatendheid van de bodem;
- * de helling van het terrein;
- * de verticale afstand tussen de diepte waar infiltratie plaatsvindt en ondoorlatende of slecht doorlatende lagen;
- * de hoogte van de grondwaterstand en de variatie daarvan;
- * de onderlinge afstand van de filterbuizen, indien aanwezig.

In de eerste plaats worden in het veld en met behulp van kaartmateriaal het landschap in zijn totaliteit en de bodemkarakteristieken bekeken. Daarnaast kan plaatselijk aanvullend onderzoek nodig zijn, zoals bepaling van de doorlatendheid van de bodem door middel van percolatieproeven.

Bij het bekijken van het gebied in zijn totaliteit kan al een globaal onderscheid worden gemaakt: te natte gronden, steile hellingen groter dan 10 - 20 % en gebieden die overstroomd kunnen worden vallen dan af.

De bodemkarakteristieken kunnen verkregen worden uit de bodemkaart en/of door het maken van boringen of profielkuilen. Belangrijke karakteristieken zijn de textuur, de structuur, het kleurenpatroon, de lagenvolgorde, de diepte van de rotsondergrond of eventueel slecht doorlatende lagen.

In het algemeen hebben bodems die een grove textuur, een sterk granulaire of blokkige of prismatische structuur bezitten en bodems zonder een textuurgelaagdheid een goede doorlatendheid. Het kleurenpatroon geeft informatie over de hoogte van de grondwaterstand. Verder kan de hoogte van de grondwaterstand uit kaartmateriaal en uit peilbuiswaarnemingen worden bepaald.

Percolatieproeven moeten worden gedaan op de diepte waarop de infiltratie zal plaatsvinden. Over percolatieproeven bestaat zeer veel literatuur. Het Robert A. Taft Engineering Centre heeft een vrij eenvoudige praktische infiltratie-methode ontwikkeld, die bij zorgvuldig werken ook door leken kan worden uitgevoerd. Zie hiervoor interimrapport 3, bijlage 7.1 of lit.35.

Volgens de Manual of septic tank practice (lit.119) moet de infiltratieplaats aan de volgende eisen voldoen:

1. De doorlaatfaktor van de bodem moet binnen bepaalde grenzen liggen:
 - * als de doorlatendheid kleiner is dan 1,2 m/etm is de bodem ongeschikt voor zinkputten;
 - * als de doorlatendheid kleiner is dan 0,6 m/etm is de bodem ongeschikt voor infiltratiesystemen.De dimensionering van het infiltratiesysteem is afhankelijk van de doorlatendheid van de bodem (zie 3.5.1.).
2. De hoogste grondwaterstand of een ondoorlatende laag of vaste rotsondergrond moet zich minstens 1,2 m beneden de bodem van het infiltratiekanaal of -bed of zinkputbodem bevinden.

3.2.2. Verstopping van het infiltratiesysteem.

In de buitenlandse literatuur (o.a. lit.76, 119) wordt vermeld dat direkt infiltreren van het primaire afvalwater uitgesloten moet worden geacht. Dit zou zeer snel leiden tot een volledige verstopping van het infiltratiemiddel. In de praktijk blijkt de septic tank in technische zin een noodzakelijk hulpmiddel bij infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem, toepassing ervan vindt dus niet plaats op milieuhygiënische gronden.

3.2.2.1. Verstoppingsoorzaak.

Verstopping van de bodem kan optreden door:

- * bacteriegroei (omzetting tot vast organisch materiaal; bacteriële lichaampjes en slijm);
- * gesuspendeerde bestanddelen (verstopping bodemporiën).

Ervaring en onderzoeksresultaten geven aan dat de verstopping globaal evenredig is met de belasting van BOD en gesuspendeerde bestanddelen van het huishoudelijk afvalwater (lit.76).

De verstopping neemt toe naarmate:

- * de specifieke belasting met zwevende stof stijgt;
- * het specifieke voedselaanbod voor de bacteriën stijgt.

De specifieke belasting aan zwevende stof is het produkt van concentratie en volumestroom per m² contactvlak grind/bodem.

Het specifieke voedselaanbod is de concentratie aan BOD vermenigvuldigd met de volumestroom per m² contactvlak grind/bodem.

3.2.2.2. Plaats van de verstopping.

De bacterie-ontwikkeling concentreert zich op de plaats waar het water het 'grindbed' binnendringt en verder op het grensvlak tussen dit grove grindbed en het vrijwel altijd veel fijnere bodemmateriaal (lit.92).

Het resultaat is een verslijming van de eerste cm grind en van een dunne bodemlaag van minder dan 5 cm (lit.66). De gesuspendeerde deeltjes worden in deze laag afgevangen en met slijm en andere deeltjes ingekapseld.

3.2.2.3. Toepasbare infiltraatbelasting.

Bij voldoende laag voedselaanbod ontstaat een dynamisch evenwicht tussen aanvoer en afbraak van organisch materiaal. Het voedselaanbod kan worden verkleind door verlaging van de infiltraatbelasting (debiet per m² infiltratie-oppervlak). Dit is ook de methode die in de praktijk wordt toegepast. Dit zit verborgen in de ontwerpeis van het noodzakelijk aantal m² infiltratie-oppervlak per inwoner equivalent. De infiltraatbelasting die gedurende een lange periode (in de orde van 10 jaar) gehandhaafd kan worden (misschien moeten we zeggen 'pas na 10 jaar wordt bereikt') ligt in de orde van 2 cm/dag (0,02 m³/m² etmaal). Dit geldt voor een grote groep gronden met verschillende doorlatendheden. In figuur 3.5. is voor een aantal gronden de langdurig te handhaven infiltraatbelasting in relatie met de doorlatendheid van de bodem gegeven.

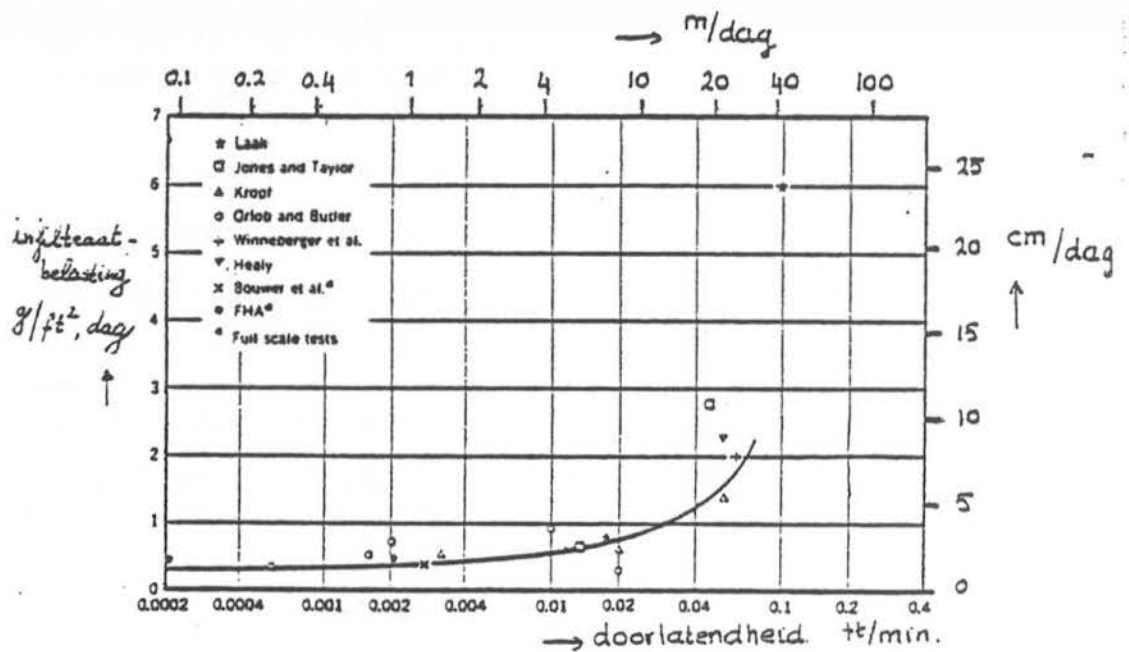


Fig. 3.5. Langdurig handhaafbare infiltraatbelasting in septic-tank-infiltratiesystemen (lit. 58).

Een andere manier om het voedselaanbod te verkleinen is verbetering van de werking van het zuiveringssysteem bijvoorbeeld door het aanbrengen van beluchting in een septic tank. De verstopping is dan geringer en er kan gedurende langere tijd met een hoger infiltraatbelasting worden gewerkt.

3.2.2.4. Intermitterend infiltreren.

Wel of niet intermitterend in bedrijf zijn is een belangrijke faktor voor de verstopping van een infiltratiesysteem. Door het droog staan van het infiltratiesysteem kan lucht toetreden tot de verslijmde laag (lit.66). Hierdoor ontstaat gedurende een deel van de tijd een aerobe afbraak van organisch materiaal die veel sneller verloopt dan anaerobe afbraak die bij continu bedrijf optreedt. Doelbewuste intermitterende bedrijfsvoering vergt meerdere zinkputten of infiltratiekanalen die volgens een vast patroon om de beurt met septic tank effluent worden gevoed, waarbij het de bedoeling is dat elke put of kanaal gedurende een aanzienlijk deel van de tijd droog komt te staan. Hoge kosten en kwetsbaarheid die met de hiervoor noodzakelijke technische installatie gepaard gaan, maken dat zij voor huishoudens niet of nauwelijks worden toegepast.

3.3. WERKING IN PRAKTIJK; LEVENSDUUR.

Men kan ervan uitgaan dat elk infiltratiesysteem van afvalwater een beperkte levensduur is beschoren. Immers, hoeveel organisch materiaal door bacteriën ook moge worden verwijderd, het anorganische deel in het verstoppende materiaal tasten zij niet aan. Hiernaast zal ongetwijfeld ook een deel van het organisch materiaal voor de bacteriën onverteerbaar blijken te zijn.

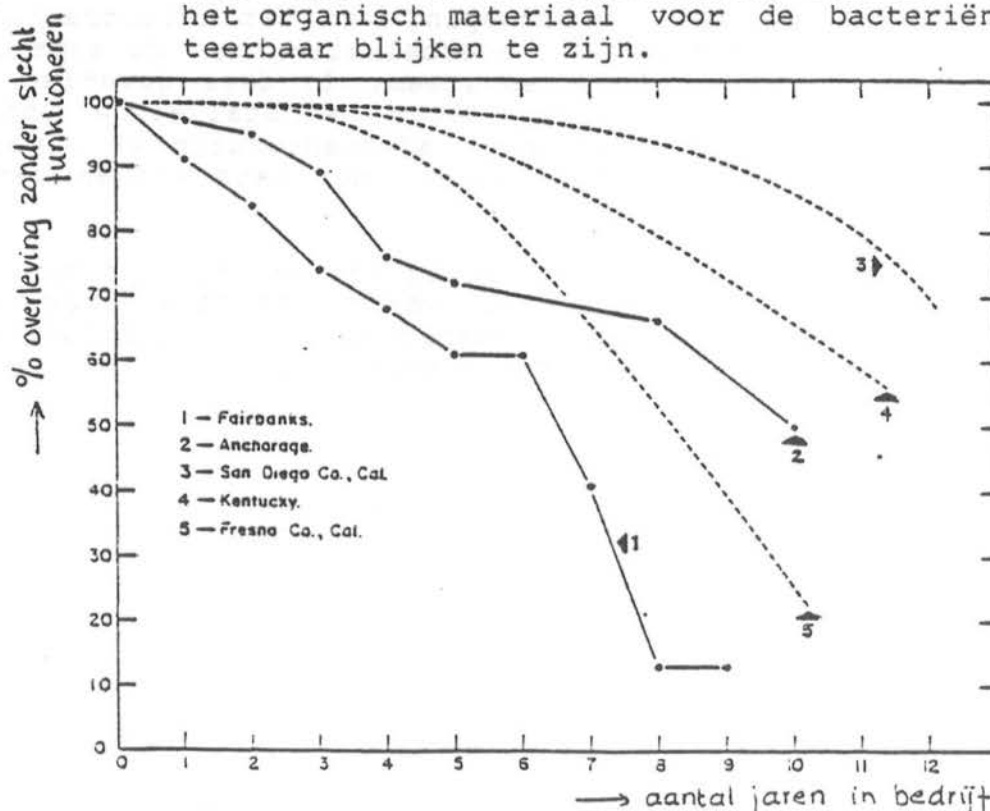


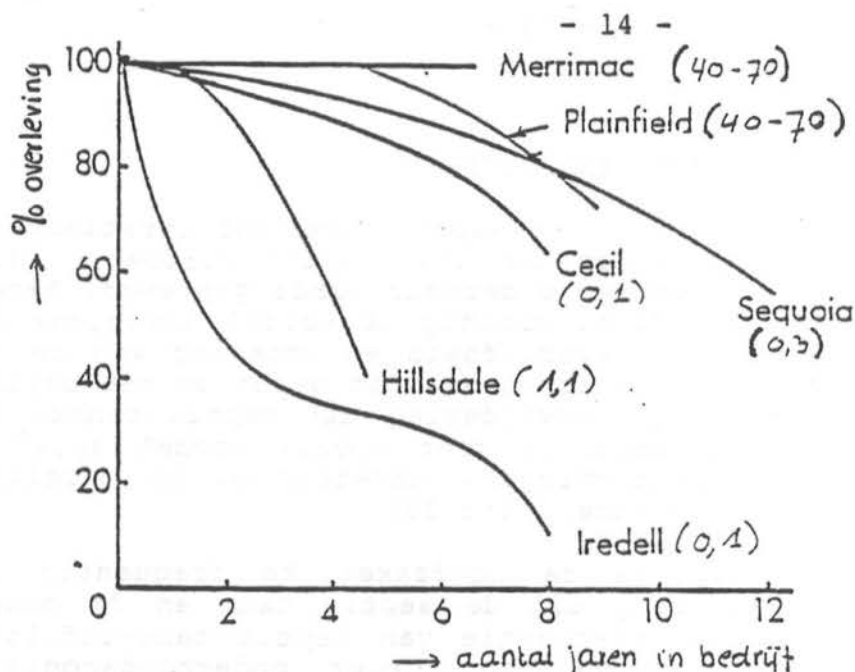
Fig. 3.6. Overlevingscurves van infiltratiesystemen bestaande uit zinkputten achter een septic-tank (lit. 60)

Figuur 3.6. geeft een aantal curves waarin de levensduur van zinkputten (na septic tanks) is aangegeven. Figuur 3.7. geeft een aantal overlevingscurves van infiltratiekanalen na voorbezinking in een septic tank. Een snelle daling in de curves van de figuren 3.6. en 3.7. in de beginperiode duidt op fouten in het ontwerp. In deze gevallen heeft men zich veelal op de hoogste grondwaterstand of de doorlatendheid van de bodem verkeken, waardoor de grond het aangeboden water in onvoldoende mate kon afvoeren. Voor de andere werkingscurves kan worden gekonkludeerd dat na 6 jaar ca. 80 - 100% van de infiltratiesystemen nog goed functioneren, na 8 jaar varieert dit van 50 - 100%. Voorts kan worden gekonkludeerd dat er nauwelijks verschil is in de overlevingsduur van zinkput- en infiltratiekanaalsystemen.

Verstopping van fijnere bodems als hoofdoorzaak van de problemen is onwaarschijnlijk waar de toegepaste infiltraatbelasting kleiner was dan 2 cm/dag en de bodemdoorlatendheid groter dan ca. 0,5 m/dag. Immers 2 cm/dag is de infiltraatbelasting die in een grote range van gronden gedurende een lange periode gehandhaafd kan worden. Dit blijkt ook wel uit fig. 3.7 waar nauwelijks verschil is tussen de gronden Plainfield, Sequoia en Cecil, ofschoon de doorlatendheid een factor 600 uiteen kan lopen.

Vroegtijdige verstopping van het infiltratiemiddel kan ontstaan door overbelasting van de septic tank en het infiltratiesysteem. In deze gevallen is er meestal sprake van later geïnstalleerde (niet in het ontwerp begrepen) afwasautomaten en apparatuur voor het vermalen en via het water lozen van vast vuil.

Gekonkludeerd kan worden dat in principe verlenging van de levensduur kan worden verkregen door ruimere dimensionering, verbetering van de infiltratiekwaliteit en discontinue belasting.



- Cecil : slecht doorlatende grond met kleiïg-lemige ondergrond.
- Hillsdale : zandig leem op een wisselend gelaagde ondergrond.
- Iredell : zeer slecht doorlatende bodem op een kleiïg-lemige ondergrond.
- Merrimac : goed doorlatende zandige leemgrond.
- Plainfield : goed doorlatende lemige zandgrond.
- Sequoia : slecht doorlatende leemgrond op een blokkig gestructureerde kleiïge ondergrond.

Fig. 3.7. Overlevingscurves van septic-tank infiltratiesystemen in verschillende gronden met hun doorlatenheid in m/dag (lit. 91).

In recent onderzoek (lit. 61a) bij enkele duizenden septic tank-infiltratiesystemen in verschillende bodemsoorten in de staat Connecticut (V.S.) is vastgesteld, dat in 1973 de levensduur, waarbij 50% van de infiltratiesystemen gebreken vertoont 27 jaar, bedroeg. Onder gebreken wordt hier verstaan noodzakelijke uitbreiding of vervanging van het infiltratiesysteem; klein onderhoud of vervanging van de septic tank of distributieruimte zijn hierbij niet inbegrepen. Vervolgonderzoek naar de levensduur van septic tank-infiltratiesystemen in de periode 1973-1978 laat zien dat de levensduur waarbij 50% van de infiltratiesystemen gebreken vertoont, stijgt tot 36 jaar in 1978. In diezelfde periode van onderzoek bleek het voortijdig falen van infiltratiesystemen (gedefinieerd als gebreken binnen 3-5 jaar na aanleg) te dalen van 6% tot 2,9% van het totaal aantal in elk jaar nieuw aangelegde systemen. De in dit onderzoek vastgestelde langere levensduur en vermindering van voortijdige gebreken kunnen worden toegeschreven aan:

- belangrijke doorgevoerde verbeteringen in het ontwerp van septic tank-infiltratiesysteem sinds 1961;
- het stellen van strengere eisen aan het hydrologisch-bodemkundig vooronderzoek sinds 1972; de percolatietest moet worden uitgevoerd in het seizoen met de laagste doorlatenheid van de bodem en de hoogste grondwaterstand moet nauwkeurig worden vastgesteld.

3.4. BEDRIJFSVOERING EN ONDERHOUD.

Het is duidelijk dat septic tank-infiltratiesystemen alleen dan aan hun doel zullen voldoen, indien een goed beheer en onderhoud wordt gepleegd. Beheer en onderhoud dient zodanig te worden ingericht dat gevaar voor volksgezondheid en omgeving van de installatie wordt voorkomen. Dit geldt in het bijzonder voor de slibverwijdering uit septic tanks. Bij de onderhoudscontrole moet vooral worden gelet op mogelijke verstoppingen, afzettingen en mogelijke bouwkundige schade. (lit.33).

In tabel 3.1. is de noodzakelijke frequentie van slibverwijdering uit de septic tank en de onderhoudscontrole frequentie van septic tank-infiltratiesystemen weergegeven. Onder onderhoudscontrole wordt verstaan algehele inspectie en eventueel verhelpen van verstoppingen in de septic tank en de distributieruimte van het infiltratiesysteem.

Tabel 3.1.: Frequentie slibverwijdering septic tank en onderhoudscontrole frequentie septic tank-infiltratiesystemen (lit.33, 119, 83).

	frequentie slibverwij- ring	onderhoudscon- trole frequentie
septic tank	1-2 x/jaar	1-2 x/jaar
zinkput	-----	1-2 x/jaar
infiltratiekanaal (-bed)	-----	1-2 x/jaar

3.5. DIMENSIONERINGSGROOTHEDEN VAN INFILTRATIESYSTEMEN.

In Duitsland en in de Verenigde Staten bestaan voorschriften met betrekking tot afmetingen van infiltratiesystemen. Vooral het benodigd adsorptieoppervlak is een belangrijke dimensioneringsgrootheid. Het is afhankelijk van een aantal technische factoren:

- * de kwaliteit van de afvalwaterstroom. Er wordt uitgegaan van het drinkwaterverbruik per i.e. (of per slaapkamer: in de V.S.);
- * de kwaliteit van het infiltraat. In de V.S. is bijvoorbeeld de aanwezigheid van een vuilvermaler ('garbage grinder') van belang;
- * de doorlatendheid van de bodem. Naarmate de bodem meer waterdoorlatend is, kan het totale adsorberende oppervlak van een zinkput of een infiltratiekanaal kleiner zijn.

In tabel 3.2. staan de Duitse en Amerikaanse normen ten aanzien van het benodigd infiltratieoppervlak vermeld.

Tabel.3.2.: Benodigd infiltratieoppervlak volgens Amerikaanse en Duitse normen.

Verenigde Staten		Duitsland	
doorlatendheid m/etm	vereist infiltratie- oppervlak m ² /i.e.	grondsoort	vereist infiltratie- oppervlak m ² /i.e.
36 18 12	7 9 10	grind of zand	5
9 7,2 3,6 2,4 1,2	12 13 17 19 24	lemig zand	7,5
0,8 0,6	28 31	zandig leem	10

Bij de Amerikaanse voorschriften wordt verder gesteld dat bij doorlaatfactoren kleiner dan ± 1 m/etm geen zinkputten gebruikt kunnen worden en bij doorlaatfactoren kleiner dan 0,6 m/etm infiltratie niet mogelijk is.

De overige constructievoorwaarden voor zinkputten en infiltratiekanalen staan vermeld in bijlagen 3.1. en 3.2.

4. STAND VAN KENNIS MET BETREKKING TOT VERONTREINIGING VAN BODEM- EN GRONDWATER.

4.1. TRANSPORT EN ACCUMULATIEPROCESSEN.

Voor het voorspellen van de chemische verontreiniging van bodem en grondwater is het noodzakelijk dat het gedrag van de bestanddelen die aanwezig zijn in het infiltraat voorspeld wordt.

Transport kan plaatsvinden door massastroming (incl. dispersie), waarbij het bodemvocht als dragerstof fungeert en door middel van diffusie, waarbij het transport plaatsvindt onder invloed van de concentratiegradiënt van de betreffende stof in de oplossing.

Accumulatie en beweeglijkheid worden vooral bepaald door interacties van de betreffende componenten met de vaste fase van de bodem en in bijzondere gevallen door de afbreekbaarheid. Belangrijke interacties zijn adsorptieprocessen (zowel positieve als negatieve adsorptie, veroorzaakt door electrostatische krachten) en chemisorptie. Daarnaast spelen neerslag- en oplossingsreacties en afbraak- en omzettingsreacties, die hoofdzakelijk van biochemische aard zijn een belangrijke rol. Deze interacties zijn in figuur 4.1. schematisch weergegeven.

Transport- en accumulatieprocessen zijn afhankelijk van vele omgevingsfactoren:

- * klimatologische factoren;
- * hoogte van de grondwaterspiegel;
- * grootte, duur en continuïteit van de belasting;
- * geohydrologische toestand;
- * fysische en chemische eigenschappen van de bodem.

Deze omstandigheden bepalen bijvoorbeeld de verblijftijd van verontreinigende stoffen in de bodem, het al dan niet aeroob zijn van de omgeving waarin de processen zich afspelen, de mate van verzadiging en van verdunning.

Rond een bron van verontreiniging kunnen achtereenvolgens drie biochemische zone's worden onderscheiden (lit. 23):

- * een reductiezone : overwegend anaeroob;
- * een overgangszone : wisselend anaeroob en aeroob omstandigheden;
- * een oxidatiezone : overwegend aeroob.

In zandige gebieden is het grondwater normaal gesproken aeroob, maar vooral in het westelijk deel van het land is het oorspronkelijke grondwater vaak al anaeroob door de aanwezigheid van venige lagen in het profiel.

4.1.1. Transport.

De meeste verontreinigende stoffen komen door lozing op of net onder het bodemoppervlak in het bodemsysteem terecht. Op dit contactvlak kan al een mechanische filtering van bepaalde bestanddelen plaatsvinden. In het bodemsysteem zijn de bestanddelen onderhevig aan het percolatieproces. Via de onverzadigde zone, waarin het transport voornamelijk in verticale neerwaartse richting plaatsvindt, komen de bestanddelen in de verzadigde zone (het grondwater) terecht en vindt verplaatsing in de richting van de algemene grondwaterstroming plaats, meestal horizontaal.

Daar de beweging van de verontreinigende stoffen voor het grootste gedeelte afhangt van de beweging van het water, moet ze aan dezelfde fysische wetten onderhevig zijn. Deze fysische factoren zijn:

1. de doorlatendheid van de bodem en de afhankelijkheid daarvan van het vochtgehalte in de onverzadigde zone. De doorlatendheid bepaalt tezamen met de hydraulische gradiënt de beweging van water onder invloed van grensvoorwaarden;
2. het vochtgehalte van de bodem in de onverzadigde zone;
3. de verhouding tussen het percentage poriën waardoor werkelijk stroming van water plaatsvindt en het percentage 'dead-end' poriën;
4. heterogeniteit van de bodem met betrekking tot poriëngrootteverdeling of gelaagdheid;
5. de grensvoorwaarden van het stromingssysteem;
6. dispersie tengevolge van snelheidsverschillen.

Het transport van een niet-reaktief bestanddeel wordt dus beschreven door convektie te combineren met de gemiddelde stroomsnelheid, zoals die bepaald wordt door het stromingsveld en dispersie.

Vaak zal het transport van bestanddelen vertraagd zijn ten opzichte van het watertransport doordat verdunning, afbraak, neerslag en adsorptie optreedt.

Verdunning vindt plaats door menging met reeds aanwezig natuurlijk water of door dispersie. Deze zal echter niet groot zijn in een laminair stromingssysteem.

Eén en ander heeft tot gevolg dat het verontreinigingspatroon van een puntbron pluimvormig is; sterker longitudinaal uitgebreid dan transversaal, nauw begrensd en aan alle zijden omringd door niet beïnvloed grondwater. Bij een duidelijk gelaagde opbouw van de ondergrond kan een vervingerd verontreinigingsfront optreden (lit. 24, 79).

Wiskundig kan het transport van een bepaalde component in de bodem als volgt worden weergegeven:

$$\text{waarin: } \frac{\delta(q_i + \epsilon \cdot c_i)}{\delta t} = \Delta F_i + P_c + P_b$$

- q_i = hoeveelheid geadsorbeerd aan het adsorptie-complex.
 $\epsilon \cdot c_i$ = hoeveelheid aanwezig in de bodemoplossing.
 c_i = concentratie in de bodemoplossing.
 ϵ = vochtgehalte (in volume %).
 F_i = hoeveelheid die zich verplaatst gedurende een bepaalde tijd.
 P_c = produktie door chemische reacties.
 P_b = produktie door biologische reacties.

4.1.2. Adsorptie aan bodemcolloïden.

De adsorptie aan bodemcolloïden kan worden onderverdeeld in:

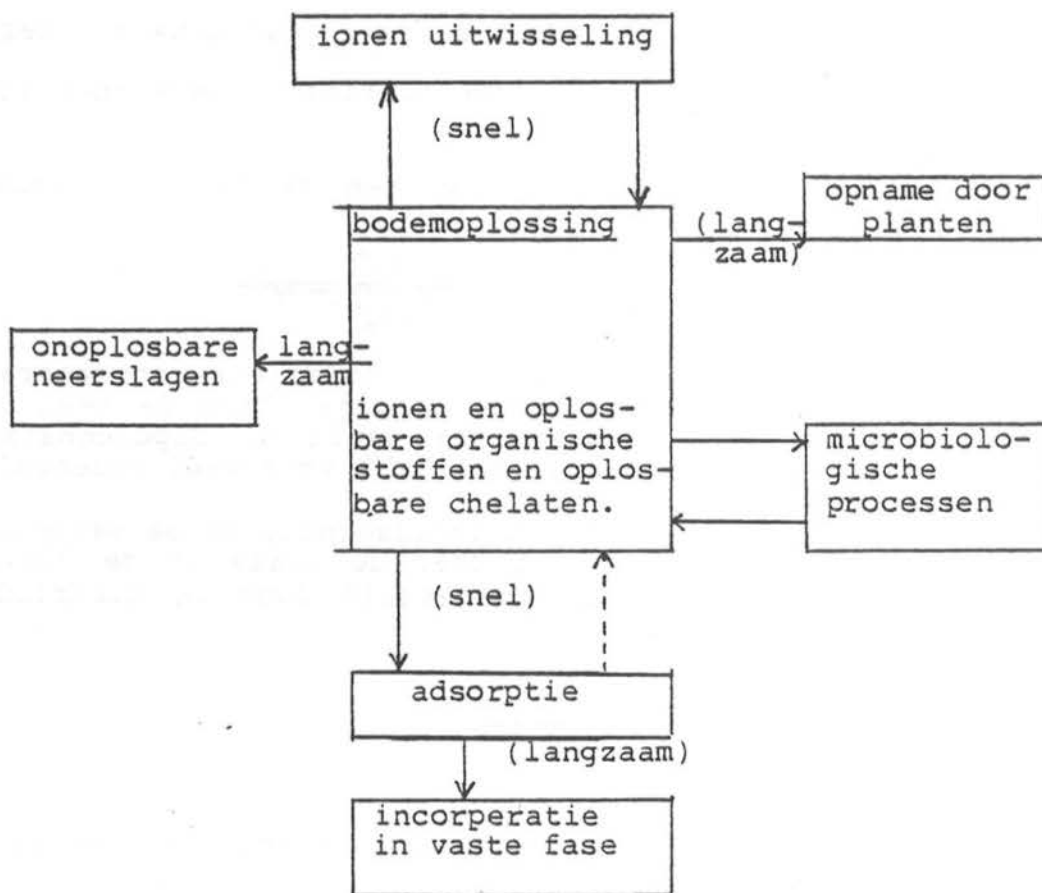
1. Positieve adsorptie veroorzaakt door electrostatistische (Coulombse) krachten tussen tegenovergesteld geladen componenten.
2. Exclusie (negatieve adsorptie) veroorzaakt door electrostatistische krachten tussen gelijkgeladen componenten.
3. Chemisorptie of moleculaire adsorptie veroorzaakt door:
 - * fysische binding als gevolg van London-Van der Waalskrachten;
 - * H-binding;
 - * metaalionbinding.

Bij electrostatistische positieve adsorptie is de bindingsenergie aanzienlijk lager dan bij de chemisorptie en dus is de uitwisselbaarheid in het eerste geval veel groter.

Onder chemisorptie vallen processen als chelatatie alsook incorporatie in bodembestanddelen. De eerst genoemde gevormde verbindingen zijn oplosbaar, de tweede niet.

Als gevolg van de overwegend negatieve elektrische lading van vele bodemcolloïden is kationenadsorptie één der meest voorkomende verschijnselen in de bodem (lit.2). Vooral voor ionen van oeter oplosbare zouten (bijvoorbeeld Ca, Mg, Na, K) is adsorptie aan bodemcolloïden een belangrijk interactiemechanisme.

Figuur 4.1.



Voor de evenwichtstoestand geldt voor de relatie tussen de kationenbezetting aan het adsorptiecomplex en de concentraties in de oplossing voor monovalente ionen de vergelijking van Kerr:

$$\frac{\gamma_1^+}{\gamma_2^+} = K \frac{C_{01}}{C_{02}}$$

γ_1^+, γ_2^+ = hoeveelheid geadsorbeerd (meq/100 gr.)

C_{01}, C_{02} = concentraties in de evenwichtsoplossing (Mol/l)

Voor uitwisseling van mono- en divalente ionen geldt:

$$\frac{\gamma^+}{\gamma^{2+}} = K_G \frac{C_0^+}{\sqrt{C_0^{2+}}}$$

waarin C_0^+ en C_0^{2+} de molaire concentraties in de evenwichtsoplossing zijn. Voor de veel voorkomende Na-Ca-uitwisseling heeft de Gaponconstante K een waarde van $\frac{1}{2} (\text{Mol/l})^{-1/2}$ voor veel bodemcolloïden.

De invloed van ionadsorptie op de verdeling van een bepaald ion i over de vaste en de vloeibare fase kan worden voorgesteld door de distributieverhouding R_D :

$$R_D = \frac{q_i}{\epsilon \cdot c_i}$$

waarin:

q_i = hoeveelheid geadsorbeerd (meq/vol.eenh.)

ϵ = vochtgehalte (-)

c_i = concentratie in de bodemoplossing (meq/vol.eenh.)

Het reducerende effect van adsorptie op de beweging van een verontreinigende stof in vernouding tot de beweging van de oplossing ('carrier') wordt uitgedrukt in:

$$X_p = \frac{V}{R_D + 1}$$

waarin:

X_p = gemiddelde penetratiediepte van de verontreinigende stof in de bodem;

V = gemiddelde penetratiediepte van de oplossing ('carrier').

Met behulp van bovenstaande vergelijking kan een eerste schatting van de penetratiediepte van een bestanddeel in de bodem worden gemaakt, onder vereenvoudigde veronderstellingen zoals: ionenuitwisseling is de enige of voornaamste optredende interactie en de penetratiezone beweegt zich als een blokfront.

Vooraf kationen van beter oplosbare zouten zullen deelnemen aan uitwisselingsreacties: Na, K, Ca, Mg en in zure gronden ook Al en H. De kationen van minder oplosbare zouten zullen het adsorptiecomplex slechts bezetten zolang neerslagreacties duren. Dat kan van enkele weken tot in sommige gevallen enkele jaren zijn.

Adsorptie van zware metalen kan van belang zijn binnen bepaalde uitwisselingsgrenzen als gevolg van de mogelijke aanwezigheid van gedeeltes met grote preferentie voor bepaalde ionen op vele colloïden.

4.1.3. Neerslag- en oplossingsreacties.

Neerslag- en oplossingsreacties kunnen vooral bij ionen van minder oplosbare zouten, zoals zware metalen (Zn, Cd, Pb, Cu, Ni, Cr, Hg, Mn, Co, As, Se, Mb, Fe^{3+} en Mn^{2+}) en fosfaten een overheersende rol spelen.

De activiteit van deze ionen in de bodemoplossing wordt bepaald door factoren die de oplosbaarheid van die zouten beïnvloeden, zoals oxidatiegraad, pH, complexvorming met andere ionen en met water.

Afleidingen en berekeningen die samenhangen met chemische evenwichten zijn van groot belang bij de voorspelling van verwachte concentraties en van de relatieve stabiliteit van verschillende bestanddelen in de bodem. Het probleem is, dat vaak niet bekend is welke specifieke vaste fase een rol speelt. In sommige gevallen zijn ook de evenwichtsconstanten onzeker. Bovendien komen bij bepaalde ionen meerdere interacties naast elkaar voor, zodat moeilijk te bepalen is welk deel adsorbeert aan de colloïdale bodembestanddelen en welk gedeelte deelneemt aan neerslagreacties. Neerslagreacties kunnen een aanzienlijke tijd duren; in die tijd kan men feitelijk niet uitgaan van een evenwichtstoestand. Het is echter juist deze kinetiek die bepalend is voor de vraag met welke snelheid en in welke mate een concentratiebeïnvloeding teweeg wordt gebracht.

4.1.4. Afbraak- en omzettingsreacties.

Afbraak- en omzettingsreacties zijn hoofdzakelijk van biologische en in het bijzonder van microbiologische aard. Organische verbindingen, bijvoorbeeld olie, organische stof en pesticiden ondergaan deze reacties. Voor bijvoorbeeld pesticiden is dit het belangrijkste verwijderingsproces uit de bodem. De mate van afbreekbaarheid bepaalt de persistentie van een stof in de bodem. Niet alleen het afbraakmechanisme is van belang, maar in het bijzonder de snelheid waarmee deze afbraak verloopt. Vergelijkingen die deze reacties beschrijven, kunnen worden onderverdeeld in twee hoofdgroepen, namelijk de zogenaamde 'power rate' reacties en de 'hyperbolic rate' reacties.

'Power rate' reactie:

$$\frac{\delta C_i}{\delta t} = -k \cdot C_i^n$$

waarin k de reactieconstante is en n de orde van de reactie aangeeft.

'Hyperbolic rate' reactie:

$$\frac{\delta C_i}{\delta t} = - \frac{k_1 C_i}{k_2 + C_i}$$

Voor berekeningen van accumulatie en transport van pesticiden neemt men veelal het vereenvoudigde 'power rate' model aan, waarbij een 1e orde reactie wordt verondersteld.

De afbraaksnelheid en de mate van afbraak worden sterk beïnvloed door omstandigheden die gunstig zijn voor microbiologische groei zoals:

- * zuurstofvoorziening;
- * temperatuur;
- * organische stofgehalte;
- * pH van de grond;
- * aanwezigheid van toxische stoffen;
- * aanwezigheid van voedingsstoffen.

De afbraaksnelheid is sterk temperatuurafhankelijk; vaak is er een optimale temperatuur. De invloed van het organische stofgehalte is niet eenduidig. In de literatuur worden uiteenlopende opvattingen gevonden, variërend van een sterk negatieve tot een sterk positieve invloed. Microbiologische activiteit is meestal positief gecorreleerd met het organische stofgehalte in het traject van enkele procenten (geldt niet voor venige gronden), hetgeen op een grotere afbraaksnelheid zou wijzen. Aan de andere kant is de vastlegging groter, wat remmend kan werken op de afbraak tenzij er sprake is van co-metabolisme: er vindt dan microbiële aantasting plaats van organische stof in de bodem, waarbij tegelijk de aan deze organische stof gehechte bestanddelen worden aangetast. De invloed van de pH is ook niet eenduidig.

4.2. VERONTREINIGENDE STOFFEN.

Huishoudelijk afvalwater bevat een aantal verontreinigende stoffen die bij hun vrijkomen in het milieu verschillende effecten kunnen hebben (lit.23)..:

- * organische stoffen, waaronder organische microverontreinigingen en detergenten vallen;
- * stikstof;
- * fosfaat;
- * zware metalen;
- * ionen van goed oplosbare zouten.

Het gedrag van deze stoffen in de bodem, zoals dat gevonden is in de literatuur wordt hieronder kort beschreven, voor een uitgebreid overzicht zie deelrapport I.

4.2.1. Organische stoffen.

4.2.1.1. Algemeen.

Organische stoffen worden door middel van biodegradatie omgezet. Een maat voor de belasting van het water met dergelijke zuurstofbindende stoffen is het BZV en het CZV.

Infiltreert het afvalwater onder aerobe omstandigheden dan zullen de organische stoffen na verloop van tijd, afhankelijk van de persistentie, volledig worden omgezet, bij anaerobe afbraak vindt geen volledige afbraak plaats.

Om de efficiency van de afbraak van organische stoffen in de bodem te vergroten, wordt aanbevolen het infiltratiebed afwisselend te belasten, zodat anaerobe omstandigheden afgewisseld worden met aerobe.

4.2.1.2. Detergenten.

Detergenten, zoals ABS en LAS worden het beste afgebroken onder aerobe omstandigheden als de voorwaarden voor microbiële activiteit gunstig zijn. De ter vervanging van gecondenseerde fosfaten gebruikte complexerende stoffen zoals NTA en CMOS kunnen bij aanwezigheid in de bodem tot gevolg hebben dat de mobiliteit van zware metalen wordt vergroot. De afbraak van deze stoffen verloopt onder anaerobe omstandigheden slechts langzaam.

4.2.1.3. Organische microverontreinigingen.

Belangrijke groepen organische microverontreinigingen zijn:

- * biociden;
- * andere organochloorverbindingen;
- * oplosmiddelen;
- * polycyclische aromaten;
- * minerale olie.

Deze stoffen kunnen in de bodem worden afgebroken, waarbij de persistentie van het middel een grote rol speelt en ze kunnen worden vastgelegd, hoofdzakelijk aan organische stof. Voor sommige vluchtige middelen vindt transport hoofdzakelijk in de gasfase plaats. Is de wateroplosbaarheid van het middel goed, dan is er vergrote kans op transport naar het grondwater. Ook de dichtheid speelt een rol in de mate van transport. Organochloorbiociden zijn slecht oplosbaar in water en zeer persistent. Ze adsorberen sterk aan bodemdeeltjes.

Polychloorbifenylen hebben een grote persistentie. De oplosbaarheid in water is laag en er zijn geen aanwijzingen voor biologische afbraak in waterige systemen. Ook in de anaerobe grond blijken PCB's lange tijd onveranderd te blijven (lit.26).

Chloorhoudende oplosmiddelen zijn vluchtig, bezitten vaak een grotere dichtheid dan water en zijn niet makkelijk microbiologisch afbreekbaar in de bodem.

Polycyclische aromaten zijn slecht oplosbaar in water en relatief persistent. Over hun gedrag in de bodem is in de literatuur niets gevonden.

Afbraak van minerale olie in de bodem vindt vooral plaats door specifiek aerobe micro-organismen.

4.2.

Stikstof.

Stikstof komt hoofdzakelijk in de vorm van ammonium in de bodem terecht. Ammonium kan uitwisselen tegen andere ionen of biologisch geoxideerd worden: nitrificatie. Nitrificatie vindt alleen plaats onder aerobe omstandigheden als de voorwaarden voor microbiële activiteit gunstig zijn. Veelal vindt er een vrij snelle omzetting van ammonium in nitraat plaats. Deze nitraationen zijn zeer mobiel in de bodem. De nitraat concentratie kan verminderen door denitrificatie, wat onder anaerobe condities plaatsvindt. Hierbij wordt nitraat omgezet in gasvormige producten, die uit het bodemsysteem kunnen uitwijken. Denitrificatie zal hoofdzakelijk in de bodem plaatsvinden: in natuurlijke grondwaterlichamen zijn de omstandigheden voor denitrificatie slecht als er gebrek is aan energieleverend materiaal (organische C-bron).

4.2.3. Fosfaat.

Fosfaatverbindingen kunnen worden onderscheiden in organische en anorganische fosfaatverbindingen. Welke concentratie aan organische fosfaten voorkomt in huishoudelijk afvalwater is niet bekend, evenmin als de concentratie aan organische fosfaten in septic-tankeffluent. Dit is van belang omdat blijkt dat de mobiliteit van organische fosfaten in de bodem aanzienlijk groter is dan die van de anorganische fosfaatverbindingen. Door mineralisatie worden deze organische fosfaten omgezet in de relatief immobiele anorganische fosfaten. Dit betekent dat de mineralisatie snelheid een sleutelpositie inneemt voor de afschatting in hoeverre de organische fosfaatverbindingen ten aanzien van hun gedrag in de bodem, met de anorganische fosfaatverbindingen kunnen worden meegenomen.

Uit de literatuur blijkt dat een snelle en effectieve vastlegging van anorganische fosfaten door de bodem kan plaatsvinden, met uitzondering van de venige gronden, waar het transport relatief sneller is. Bij niet al te grote doseringen wordt de verzadiging van de fosfaatadsorptie pas na lange tijd bereikt (lit. 52). Aan een rekenmodel van voor de lange-termijn-voorspelling van het fosfaatverloop in de bodem wordt gewerkt (lit.24). Bij grote belasting of bij geringe contacttijd met de bodem of bij aanwezigheid van organische fosfaatverbindingen kan uitspoeling van fosfaten naar diepere bodemlagen of naar grond- of oppervlaktewater optreden.

4.3.4. Zware metalen.

De mobiliteit van zware metalen in de bodem is over het algemeen gering dankzij de lage concentratie in de bodem en de vrij sterke adsorptie in de bodem. Echter in aanwezigheid van opgeloste organische stoffen kan de mobiliteit belangrijk toenemen door de vorming van organische metaalcomplexen. Zodra de organische stoffen zijn afgebroken nemen de vrijgekomen metaalionen weer deel aan adsorptieprocessen en neerslagreacties. De mobiliteit is dan doorgaans gering.

4.3.5. Ionen van goed oplosbare zouten.

Kationen zullen vaak deelnemen aan uitwisselingsprocessen. De hoeveelheden zullen verminderen tijdens passage door de bodem tot de hoeveelheid die maximaal kan worden vastgehouden door het uitwisselingscomplex, is bereikt. In de reductiezone zijn de omstandigheden gunstig voor het neerslaan van carbonaten. Sulfaten kunnen in deze zone omgezet worden in slecht oplosbare sulfiden. Chloriden ondergaan nauwelijks interacties in de bodem.

4.3. VERONTREINIGING MET PATHOGENE ORGANISMEN.

Door infiltratie van huishoudelijk afvalwater kunnen de eventueel in de faeces van de mens aanwezige pathogene organismen in de bodem terechtkomen. Het gedrag van deze pathogene organismen en de consequenties van de aanwezigheid, zoals dat gevonden is in de literatuur, wordt hier kort beschreven. Voor een uitgebreid overzicht wordt verwezen naar deelrapport I, IWACO.

4.3.1. Besmetting van de bodem.

Een aantal belangrijke vertegenwoordigers uit de vier te onderscheiden hoofdgroepen, staan in onderstaande tabel, samen met de ziektes die ze veroorzaken:

Tabel.4.1.: (uit Burge & Marsh, lit.18).
Hoofdgroepen pathogene organismen.

<u>Protozoa</u>	
Entamoeba histolytica	dysenterie
<u>Helminthen</u> (ingewandswormen)	
o.a. Ascaris lumbricoides	ascariasis
<u>Virussen</u>	
Poliovirus	poliomyelitis
Coxsackievirus	meningitis
Hepatitis virus	geelzucht
<u>Bacteriën</u>	
Salmonella sp.	typhus, paratyphus
Shigella sp.	dysenterie
Mycobacterium tuberculosis	tuberculose
Vibrio cholerae	cholera

De uiteindelijke concentratie van pathogenen is uiteraard sterk afhankelijk van het aantal geïnfecteerde personen dat bijdraagt aan het afvalwater en van de vermenigvuldigingsnelheid van het betreffende organisme in de mens.

Door Foster en Engelbrecht (lit.41) worden de volgende verwijderingspercentages vermeld bij bezinking van primair afvalwater:

* Salmonella	15% verwijdering
* Mycobacterium	48% - 57% verwijdering
* Amoeben cyst	in 3 uur geen reductie
* Helminthen eieren	72% - 98% verwijdering
* Virus	3% - verregaande verwijdering

De kans is dus groot dat door infiltratie van het effluent de bodem met pathogenen wordt besmet.

4.3.2. Transport in de bodem.

4.3.2.1. Protozoa.

Het transport door de grondporiën wordt onwaarschijnlijk genoemd vanwege de omvang van de cyst.

4.3.2.2. Helminthen.

Voor deze organismen geldt dat verspreiding door de bodem gering zal zijn, omdat eieren over het algemeen groter zijn dan de bodemporiën.

4.3.2.3. Virussen.

Virussen hebben zeer geringe afmetingen (20-300 nm). Tot nu toe zijn ca. 70 menspathogene virussen uit afvalwater geïsoleerd. Er zijn tot heden nauwelijks veldstudies verricht naar virustransport. Uit laboratoriumstudies met behulp van grondkolommen blijkt in het algemeen dat er vrij snel adsorptie van virussen aan gronddeeltjes plaatsvindt en de verplaatsing met het infiltratiewater klein is. Van belangzijnde factoren hierbij zijn:

- * de infiltratiesnelheid;
- * de grondsoort;
- * de kationconcentratie/pH;
- * het organische stofgehalte van de grond.

De aard van de grond en de infiltratiesnelheid is ook in het veld een belangrijke factor bij de verspreiding door de grond. In het algemeen vindt weinig transport door de grond plaats en worden de meeste virussen dicht bij het inlaatpunt van de infiltratie vastgehouden.

Uit de literatuur (lit.134) worden bij infiltratiesnelheden, die in dezelfde orde van grootte liggen als de infiltratiesnelheid van septic tankeffluent (2 cm/dag) verplaatsingen vermeld van 3-6 meter. Bij zeer hoge infiltratiesnelheden neemt de verplaatsing aanzienlijk toe.

Scheuren, spleten, wortelkanalen e.d. kunnen het watertransport echter aanzienlijk versnellen, waardoor de virussen over veel grotere afstanden kunnen worden meegevoerd.

4.3.2.4. Bacteriën.

De grootte van de bacteriën ligt tussen enkele tienden van een micron tot ongeveer 10 micron waarmee ze duidelijk groter zijn dan virussen.

Het transport door de grond wordt voornamelijk beperkt door de filterwerking van de gronddeeltjes.

Daarnaast treedt sedimentatie op van deeltjes en bacterieclusters in de poriën van de grond en - in veel geringere mate dan bij virussen - adsorptie van bacteriën aan gronddeeltjes.

Onderzoek naar verplaatsing van bacteriën is vooral uitgevoerd bij de zogenaamde Coliformgroep en de darmbacterie *Escherichia coli*. Het transport van Coliformen in onverzadigde grond varieert van 0,01 voor landbouwgrond tot ca. 4 meter in zandige bodem (lit.41). Ook voor bacteriën geldt dat de afgelegde afstand vergroot kan worden door aanwezigheid van macroporiën, scheuren en wortelkanalen.

4.3.3. Transport in het grondwater.

4.3.3.1. Virussen.

Er is slechts één laboratoriumproef met virussen in een met water verzadigd grondstelsel bekend (lit. 7). Uit dit experiment volgt dat de virussen voornamelijk in de bovenste 2 cm van de kolom geadsorbeerd worden. Dit staat in tegenstelling met bijvoorbeeld de uitspraak van Wellings, Lewis & Mountain (lit.134) dat in verzadigde grond de retentie aanzienlijk lager is dan in onverzadigde grond. Er bestaan geen cijfers over de verplaatsing van virussen in het grondwater. Zeker zal dit onder meer afhangen van de aard van de grond, de aanwezigheid van macroporiën en de grondwaterstroomsnelheid.

4.3.3.2. Bacteriën.

Het transport van bacteriën in verzadigde bodem is groter dan in de onverzadigde. De snelheid van verplaatsing wordt nu bepaald door de stroomsnelheid van het grondwater. In de literatuur (17, 44, 73 en 108) worden voor coliformen verplaatsingen in het grondwater vermeld van 19-71 meter.

4.3.4. Effecten van verontreiniging bodem en grondwater.

Hiervoor is het noodzakelijk inzicht te hebben in de levensduur van pathogene organismen. Protozoa kunnen in vochtige omgeving zeer lang levensvatbaar blijven. Voor Helminthen worden in de literatuur levensduren van 2-7 jaar genoemd. In de literatuur (32, 44, 108 en 134) worden voor menspathogene virussen in de bodem levensduren vermeld van 20-170 dagen. Voor virussen (algemeen) worden in de gemiddelde streken levensduren vermeld van 60-100 dagen (lit.108). De resultaten van deze levensduur onderzoeken zijn niet eenduidig, hetgeen mede veroorzaakt wordt door de verschillen in meetomstandigheden. De voornaamste factoren die invloed uitoefenen op de levensduur van virussen zijn:

- * de aard van de grondsoort;
- * de temperatuur;
- * pH;
- * de vochtigheid.

Naar de levensduur van pathogene darmbacteriën in de bodem is uitgebreid onderzoek verricht. Afhankelijk van de soort pathogene bacterie worden in de literatuur (18,41) voor de levensduur in de grond vermeld 1 - 180 dagen. De belangrijkste factoren die de levensduur beïnvloeden zijn:

- * het vochtgehalte van de grond;
- * pH;
- * de temperatuur;
- * u.v.licht;
- * antagonistische werking;
- * organische stof.

Uit bovenstaande gegevens over de levensduur kan worden geconcludeerd dat Protozoa en Helminthen zeer lang levensvatbaar blijven, en dat men voor bacteriën en virussen rekening moet houden met een levensduur van gemiddeld 60-100 dagen en maximaal 180 dagen.

Bij een kleinere verblijftijd in de bodem of het grondwater zullen wellicht pathogene organismen kunnen voorkomen, die ook daadwerkelijk een gastheer zouden kunnen infecteren. Een pathogeen kan al voldoende zijn om infectie bij de mens te veroorzaken. Dit hoeft zich niet direct te openbaren in een ziekte, maar het resultaat is wel dat dit individu grote hoeveelheden van de pathogeen gaat uitscheiden. Dit kan het begin zijn van een kettingreactie die uitmondt in een epidemie.

Infectie van de mens is mogelijk:

- 1.via drinkwater; in de literatuur wordt een aantal bacteriële ziektegevallen genoemd, waarbij in de meeste gevallen sprake was van infiltratie van effluent van een septic tank en het infiltratieveld te dichtbij een eigen drinkwaterput gelegen was. Ook van virale besmetting via het grondwater zijn gevallen bekend, waarbij het transport vermoedelijk heeft plaats gevonden via scheuren en spleten in de grond;
- 2.via groente; deze infectie zou eventueel kunnen optreden als het infiltratiesysteem zeer dicht onder het bodemoppervlak nabij een moestuin is geplaatst. Dergelijke vormen van besmetting van de mens zijn nog nooit aangetoond.

4.3.5. Normen voor de plaatsing van infiltratiesystemen.

Bij het transport in de bodem en het grondwater spelen zoveel factoren een rol dat er moeilijk algemene uitspraken te doen zijn over de vereiste minimum afstand tussen infiltratiesysteem en drinkwater onttrekkingsput, respectievelijk infiltratiesysteem en grondwater. Dit vereist een gedetailleerde studie.

De afstand moet in ieder geval zodanig zijn, dat de minimale reistijd van het infiltratiewater tot een drinkwater onttrekkingsput groter is dan de maximaal te verwachten levensduur van pathogene bacteriën en virussen (gemiddeld 60-100 dagen tot een maximum van 180 dagen). In de V.S. wordt het voorschrift gehanteerd dat de minimale afstand tot kleine bronnen of open water 30 - 50 m moet bedragen.

4.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES.

Het infiltraat bevat verschillende stoffen of groepen van stoffen. De mate waarin zij deelnemen aan de processen in de bodem kan geheel verschillend zijn. Het is dan ook niet mogelijk voor al die stoffen één algemeen 'overall' beeld te schetsen.

Voor een schematisch overzicht van de processen die een stof kan ondergaan bij zijn passage door de bodem wordt verwezen naar hoofdstuk 2.

Vastlegging, afbraak en transport zijn tijdsafhankelijke processen.

Een onderscheid kan worden gemaakt tussen de volgende processen:

- A. Microbiologische degradatie en/of vastlegging (inclusief afbraak van organische stof en verlies van CO₂ naar de atmosfeer en het sterven of inactief worden van pathogene organismen);
- B. Verliezen via de gasfase.
Dit houdt in verlies van:
 - 1. N₂ en N₂O gevormd door biologische en/of chemische denitrificatie;
 - 2. vluchtige organische componenten;
 - 3. NH₃.
- C. Adsorptie/neerslaan;
- D. Ionuitwisseling;
- E. Mechanische verwijdering (filterwerking).

Deze processen veroorzaken een accumulatie van effluent bestanddelen in bodem of grondwater, veelal in veranderde vorm, met uitzondering van ionenwisseling, dat slechts een vertraging van aankomst van effluentbestanddelen in diepere bodemlagen of het grondwater veroorzaakt, en van ontwijken via de gasfase; het enige proces waarbij werkelijk bestanddelen uit het bodemsysteem kunnen verdwijnen.

In tabel 4.2. is geprobeerd een benadering te geven van het relatieve belang van de verschillende processen voor de te onderscheiden stoffen of groepen van stoffen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een schaalverdeling die loopt van 0 naar 4. 0 staat voor een niet-optredend of relatief onbelangrijk proces, terwijl 4 het meest belangrijke proces aanduidt.

Opgemerkt moet worden dat deze tabel een globale benadering geeft, zo kan bijvoorbeeld het effect dat combinaties van stoffen kunnen hebben of de manier van infiltreren niet afgelezen worden. Zo zal bijvoorbeeld bij een manier van infiltreren waarbij het infiltratiebed of -kanaal regelmatig aeroob kan worden een meer effectieve stikstofomzetting optreden dan bijvoorbeeld bij een zinkput, waar de omgeving anaeroob is. Ook de afbraak van organische stoffen zal effectiever verlopen onder aerobe omstandigheden, bovendien worden andersoortige producten gevormd dan bij anaerobie.

Processen die tijd vergen, zoals neerslagvorming of incorporatie in de vaste fase (via adsorptie) zullen benadeeld zijn bij grote infiltratiebelastingen, hoewel dat waarschijnlijk snelheden zijn, die nauwelijks zullen optreden bij al langere tijd functionerende infiltratiebedden en -kanalen of zinkputten. Alleen als de infiltratie nog maar net gestart is kan dit een rol spelen.

Voor bodembeschermingsaspecten zal men geïnteresseerd zijn in de kans dat bepaalde stoffen of groepen van stoffen verdwijnen uit het bodemsysteem, accumuleren in het bodemsysteem en het grondwater bereiken (= mobiliteit). Wellicht is het van nut hierbij termijnen aan te geven. Bijvoorbeeld korte termijn (0-10 jaar), middellange termijn (10-25 jaar) en lange termijn (25-100 jaar). Opgemerkt moet worden dat de kans nog niet zo veel zegt over de grootte van de optredende effecten daar deze afhankelijk is van verschillende factoren zoals:

- * manier van infiltreren;
- * samenstelling van en hoeveelheid infiltraat;
- * procesparameters in de bodem;
- * hydrologische condities.

Tabel 4.2.: SAMENVATTEND OVERZICHT VAN DE MOGELIJKE BODEMPROCESSEN EN EEN INSCHATTING VAN DE BELANGRIJKHEID (schaal loopt van 0 tot en met 4, waarbij 0 staat voor een niet functionerend proces en 4 voor een dominant proces).

Parameter	Gespecificeerde parameter	Microbiol.degr/vastlegging	Verliezen via gasfase	Adsorbtiel/neerslaan	Ionuitwisseling	mechanische verwijdering (filterwerking)
Organische stof		2-3	0	2-3	0	4
Detergenten		0-1	0	2	0	0
Org. microveront.	biociden:					
	- gechloreerde koolwaterstoffen	0-1	0	4	0	0
	- organofosfor	2-3	0	4	0	0
	- ureum	1-2	0-1	2-3	0	0
	- fenoxylalkylzuur	3-4	0	3-4	0	0
	- triazine	3-4	0	3-4	0	0
	- carbamaat	3-4	0	3-4	0	0
	andere organochloor verbindingen	0-1	0	4	0	0
	oplosmiddelen	0-1	2	0	0	0
	polycycl.aromaten	1-2	0	2	0	0
	minerale olie	2	0	0-2	0	1
Totaal-N (anorganisch en organisch gebonden)		1	4	0	1	1
Totaal-P (anorganisch en organisch gebonden)		0	0	4	1	1
Zware met.+ spoorelementen		1	0	4	1	0
Ionen v. goed opl.b.	kationen	0	0	4	2	0
	anionen	0	0	4*	0	0
Bact.+ Virussen		3	0	2	0	4

* geldt niet voor Cl^- , SO_4^{2-} en HCO_3^-

noot: Tabel geeft een eerste ruwe benadering ter ondersteuning van de gedachtenvorming en geeft geen informatie over interacties van verschillende verontreinigingen.

In tabel 4.3. zijn deze kansen globaal weergegeven. De schaal loopt van kans 0 naar kans 3. Hierin betekent 3 dat de kans het grootst geacht wordt, terwijl 0 betekent dat de kans op het optreden minimaal of zelfs afwezig is. De tabel heeft slechts indicatieve waarde.

Over de mate waarin stoffen bij passage door de bodem worden teruggehouden zijn in de literatuur enkele gegevens te vinden. Veelal is de samenstelling van het influent vergeleken met de samenstelling van het water op een bepaalde afstand van het infiltratie punt. In deze gevallen wordt de bodem meestal als zuiveringssysteem gezien en worden de verwijderingspercentages zuiveringspercentages genoemd.

Bij de infiltratieproeven in verband met de Veluwe-infiltratie (lit.24) bleek dat bij infiltratie van verregaand voorgezuiverd Rijnwater door van de Veluwe afkomstig zand vrijwel geen kwaliteitsverandering optrad. Infiltratie van weinig-voorgezuiverd water veroorzaakte wel een aanzienlijke kwaliteitsverbetering; niettemin bleef het eindresultaat duidelijk achter bij het eindresultaat van infiltratie van verregaand voorgezuiverd water.

Van groot belang bij de accumulatie in de bodem is de vraag hoe lang kan een bepaalde stof in de bodem accumuleren. Hierbij moet gedacht worden aan verzadiging van het adsorptiecomplex en het onvoldoende door neerslagvorming verwijderen van stoffen uit de bodemoplossing met als gevolg het doorslaan van het bodemfilter. In de literatuur zijn geen gegevens bekend over dit doorslaan van het bodemfilter.

Aan de Landbouwhogeschool is een onderzoek gaande naar het gedrag van fosfaat in de bodem. Mogelijk dat hieruit nadere gegevens komen over het verband tussen grootte van fosfaatgiften aan een bepaalde bodem en uitspoeling naar het grondwater.

Een probleem is dat de cijfers niet zonder meer onderling vergelijkbaar zijn daar verschillen in duur en grootte van de belasting, infiltratietechniek, eigenschappen van de bodem en plaats van monsterneming.

Tabel 4.3. KWALITATIEVE BENADERING VAN DE KANS OP HET OPTREDEN VAN PROCESSEN IN DE BODEM.

Parameter	Termijn	Verdwijnen			Accumuleren			Bereikt het grondwater		
		korte 0-10 jaar	middel 10-25 jaar	lang 25-100 jaar	korte 0-10 jaar	middel 10-25 jaar	lang 25-100 jaar	korte 0-10 jaar	middel 10-25 jaar	lang 25-100 jaar
Org. stof		3	3	3	1	1	1	0-1	0-1	0-1
Detergenten		0	0	0-1	3	3	3	0	1	1-2
Org.Chl Biociden		0	0	0-1	3	3	3	0	1	1-2
Org. P "		3	3	3	2-3	2-3	2-3	0	0	0
Ureum "		1-2	1-2	1-2	2-3	2-3	2-3	1-2	1-2	2
Rest "		3	3	3	2	2	2	0	0	0
Andere organochloor verbindingen		0	0	0-1	3	3	3	0	1	1-2
Oplosmiddelen		1-2	1-2	1-2	2-3	2-3	2-3	0-1	1	1-2
Polycycl. Aromaten		0-1?	0-1?	0-1?	2-3?	2-3?	2-3?	?	?	?
Miner. olie		1-2	1-2	1-2	2-3	2-3	2-3	0-1	1-2	2
Stikstof		2-3	2-3	2-3	0-1	0-1	0-1	3	3	3
Fosfaat		0	0	0	3	3	3	0-1	0-1	1
Zware met.+sp.el.		0	0	0	3	3	3	0	0-1	1
Kationen		0	0	0	2	2	2	1-2	1-2	1-2
Anionen		0	0	0	0	0	0	3	3	3
Bact. + virussen		3	3	3	0-1	0-1	0-1	0	0	0

Kans = groot 3
 = redelijk 2
 = gering 1
 = zeer gering 0

noot: tabel 4.3. geeft een indicatieve benadering, gebaseerd op de huidige inzichten
 met betrekking tot het optreden van processen in de bodem.

In tabel 4.4. is een samenvatting van deze percentages uit de literatuur gegeven.

	literatuurnummer							gem. orde van grootte
	117	6	110	110	110	121	78	
BOD	80-97	98	92		99	99		89- 99
COD	70-90							70- 90
SS	60-88		100		99			74-100
N	60-90	83	56		30-80		75-80	55- 83
P	20-50	96	87		95-99	99		50- 99
Spoor- el. + zw.met. kationen anionen org.bestr. middelen virus + bact. sulfaath. olie					55-99 30-75 0-50 90 99+			55- 99 30- 75 0- 50 90 99+
				99.9		40-43		40- 43

Tabel 4.4.: Verwijderingspercentages in de bodem

Het zal duidelijk zijn dat voor een goede kwalitatieve benadering van het bodembeschermings- c.q. grond- en oppervlaktewaterbeheer meer gespecificeerde gegevens nodig zullen zijn. Dit geldt in het bijzonder voor die stoffen die een sterke invloed op de kwaliteit van bodemsysteem en grond(oppervlakte)water kunnen hebben, zoals detergenten, organische microverontreinigingen en zware metalen.

5. CLASSIFICATIE VAN NEDERLAND MET BETREKKING TOT INFILTRATIE.

Bij het vaststellen van mogelijkheden van infiltratie van afvalwater in de bodem kunnen verschillende criteria aangelegd worden:

- * technische eisen ten aanzien van de geschiktheid van de bodem voor infiltratie van afvalwater;
- * eisen ten aanzien van snelheid en mate van verdwijnen van bepaalde stoffen uit het water of de bodem zelf;
- * gevoeligheid van bepaalde gebieden in verband met het gebruik als bijvoorbeeld waterwingebied.

In hoofdstuk 5.1. zal een beschrijving worden gegeven van de gemaakte classificatie van Nederland naar mogelijkheid voor infiltratie, terwijl in hoofdstuk 5.2. op de gevoeligheid ten aanzien van het gebruik van de bodem zal worden ingegaan.

5.1. INFILTRATIEMOGELIJKHEID.

In het kader van deze studie is Nederland globaal ingedeeld naar mogelijkheid voor oppervlakteinfiltratie. Onder oppervlakteinfiltratie wordt verstaan infiltratie vanaf maaiveld of lagen tot 1 à 5 m onder maaiveld. Factoren, die van belang zijn voor de mogelijkheid tot infiltratie zijn:

- * de mogelijke waterafvoer via de bodem;
- * verblijftijd van het water in de onverzadigde zone;
- * verblijftijd van het water in de verzadigde zone (het grondwater) voordat het uittreedt in het oppervlaktewater.

De infiltratie van het water in de bodem is in drie stadia onder te verdelen:

1. De infiltratie door het bodemoppervlak; d.w.z. de overgang van het water naar de bodem (de zogenaamde 'hydraulic acceptance');
2. De percolatie door het bodemprofiel (onverzadigde stroming);
3. Vermenging en stroming met het grondwater (verzadigde stroming).

De eerste twee stromingsrichtingen zijn vertikaal, de laatste vaak horizontaal.

De infiltratie door het bodemoppervlak kan sterk beperkt worden door korstvorming ontstaan bij effluentinfiltratie. De voornaamste oorzaak van korstvorming is echter de biologische activiteit, zodat bodemeigenschappen (zoals bijvoorbeeld de hoeveelheid fijne deeltjes) hierbij een ondergeschikte rol spelen.

De doorlatendheid van de bodem is afhankelijk van de grondsoort (porositeit, textuur, structuur) en van de opbouw van het bodemprofiel. Globaal kan men zeggen, dat er in Nederland drie grondsoorten voorkomen: zand (inclusief löss), klei en veen. Voor deze classificatie is dit grove onderscheid aangehouden, waarbij bovendien klei en veen in één groep zijn ondergebracht, omdat ze beiden in het algemeen een kleinere doorlatendheid hebben dan zand (en löss). Zeer grote doorlaatfactoren (zals bijvoorbeeld bij verkarst kalksteen) komen in Nederland niet voor, met uitzondering misschien van enkele plaatsen in Zuid-Limburg.

Het geïnfiltreerde effluent kan op storende lagen stagneren en gedeeltelijk zijdelings afstromen over deze laag, waardoor het relatief snel in het oppervlaktewater terechtkomt. Ook kunnen zich schijn-grondwaterspiegels ontwikkelen op deze lagen. Ligt er een infiltratiebed in een storende laag, dan zal het effluent nauwelijks kunnen infiltreren. In deze classificatie zijn storende lagen, ondieper dan ca. 5 m - m.v. opgenomen.

De afstand die het effluent door de onverzadigde zone aflegt, is afhankelijk van de diepte van de grondwaterstand en ook van de helling van het gebied. Deze laatste faktor is in Nederland waarschijnlijk slechts zeer lokaal van belang.

In deze classificatie zijn drie grondwaterstandsklassen onderscheiden:

- * ondieper dan ongeveer 0,5 - m.v.;
- * tussen 0,5 en 1,5 m - m.v.;
- * dieper dan ongeveer 1,5 m - m.v.

Heeft het geïnfiltreerde water het grondwater bereikt dan is de stroomsnelheid afhankelijk van de doorlatendheid en van het potentiaalverschil met diepere watervoerende pakketten en/of open waterlopen. Wat betreft het potentiaalverschil met diepere pakketten kan men onderscheid maken in kwel- en infiltratiegebieden. Kwel hangt samen met een kort durende circulatie.

Hoe snel het effluent in het oppervlaktewater terecht komt, is o.a. afhankelijk van de dichtheid van het ont- en afwateringsstelsel. Zijn de slootafstanden klein dan zal het water relatief snel in het oppervlaktewater terechtkomen (korte circulatie). In deze classificatie is onderscheid gemaakt in gebieden zonder zichtbare afwatering, gebieden met een grote dichtheid van het afvoerstelsel en gebieden met een kleine dichtheid van het afvoerstelsel. In deze laatste gebieden bedragen de slootafstanden enkele honderden meters.

Samenvattend kan men zeggen dat de volgende karakteristieken bekeken moeten worden:

- * Grondsoort: bepaling doorlaatfaktor met behulp van percolatietest;
- * Is het een kwel- of infiltratiegebied;
- * Aanwezigheid van storende lagen binnen 5 m - maaiveld;
- * Slootafstand of afstand tot open water of bronnen;
- * Diepte van de grondwaterstand.

Op grond van de te onderscheiden kenmerken kan een classificatie naar mogelijkheid van infiltratie van (afval)water (afgezien van de gevoeligheid van de betreffende gebieden) worden gemaakt.

Hiervan is in tabel 5.1. een overzicht gemaakt. In figuur 5.1. zijn deze gegevens in kaart gebracht.

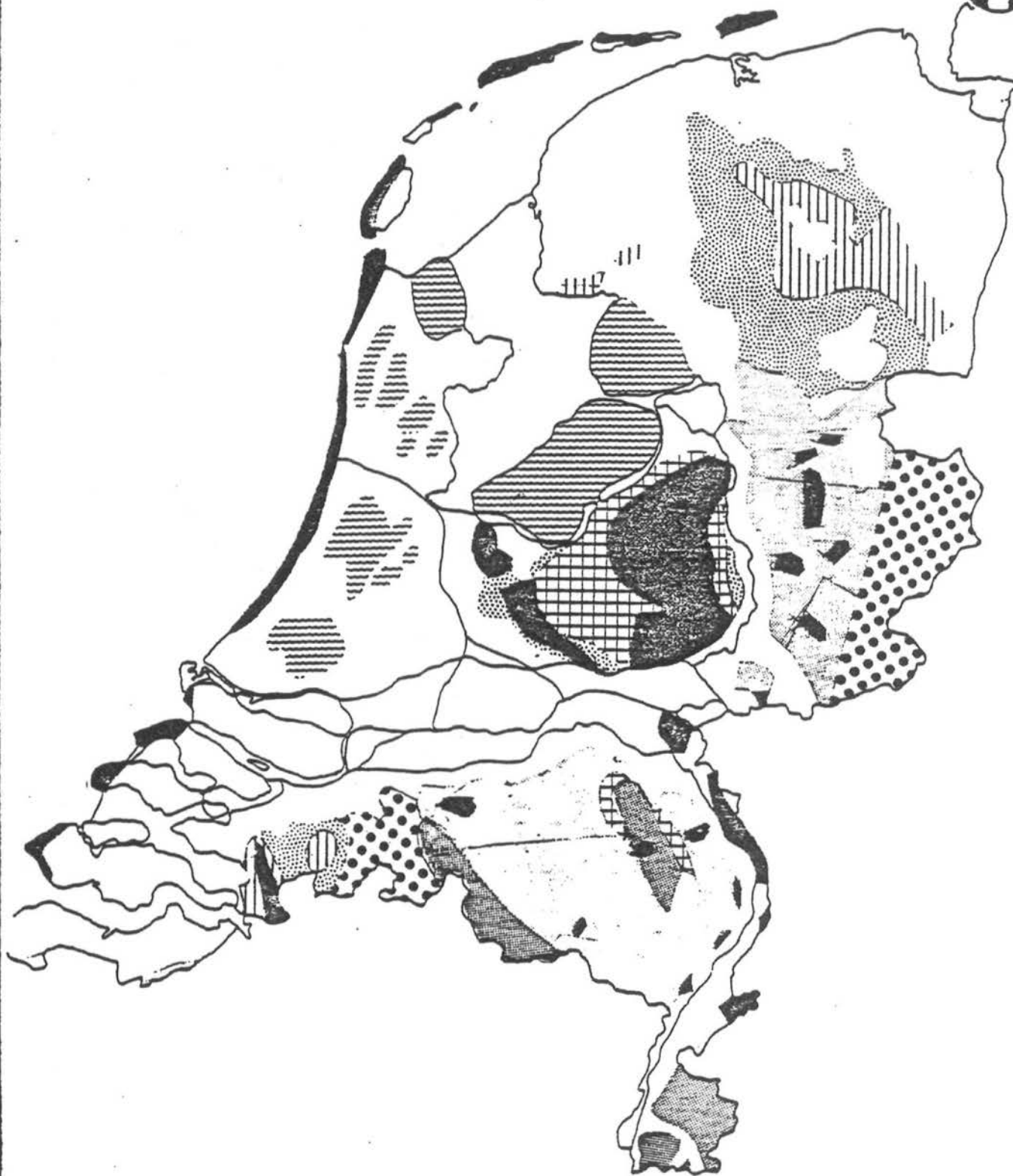
Gebieden waar infiltratie mogelijk is, hebben in het algemeen de volgende eigenschappen:

- * het zijn zandgebieden;
- * Het zijn wegzijgingsgebieden;
- * Ondiep voorkomende storende lagen ontbreken (tot ca. 5 m - maaiveld);
- * De minimale afstand tot open water of bronnen is 30 - 50 m;
- * De gemiddelde hoogste grondwaterstand in een gebied is hoogstens 50 cm - maaiveld.

Voor een verdere onderbouwing hiervan wordt verwezen naar de interimrapporten 1 en 2.



- a. Stuwwallencomplexen (o.a. Veluwe), stuifzand en kustduinengebied + stroken in het oude strandwallengebied (voor zover de bodem uit zand bestaat). 
- b. Kempen, Peelhorst, plateau van Zuid-Limburg (krijtland). 
- c. Oostelijk dekzandgebied, centrale deel van het zuidelijk dekzandgebied, overgang Peelhorst - Maasdal (ook behorend tot het zuidelijke dekzandgebied). 
- d. Gelderse Vallei, randen van de Veluwe randen van de Peelhorst (overgangsgebieden). 
- e. Plateau van Drente, Hondsrug, hoge gedeelten van het westelijk deel van het plateau van West-Noord-Brabant, Gaasterland. 
- f. Oostelijk deel van het plateau van West Noord-Brabant, plateau van Oost-Nederland. 
- g. Uitgesproken beekdalen aan de randen van het plateau van Drente, lage gebieden in West Noord-Brabant, Gelderse Vallei (ZW gedeelte), randen van de Veluwe (overgangen naar kleigebieden). Storende lagen bestaan hier uit beekafzettingen en leemlagen (lage gebieden in West Noord-Brabant) (overgangsgebieden). 
- h. Poldergebied: diepe droogmakerijen (o.a. Zuiderzaepolders). 
- i. Poldergebied: ondiepe polders. Veenkoloniën. Hoogveengebieden. Rivierand-district (holoceen en Pleistocene) (oude rivierklei). Strandvlakte- en strandwallengebied (voor zover de bodem uit veen bestaat). 



0 50 KM

Ligging van de in tabel 5.1 onderscheiden gebieden.

ADVIESBUREAU VOOR WATERVOORZIENING

IWACO B.V.

INTERNATIONAL WATER SUPPLY CONSULTANTS

PROJECT

GET

GEZ

DAT

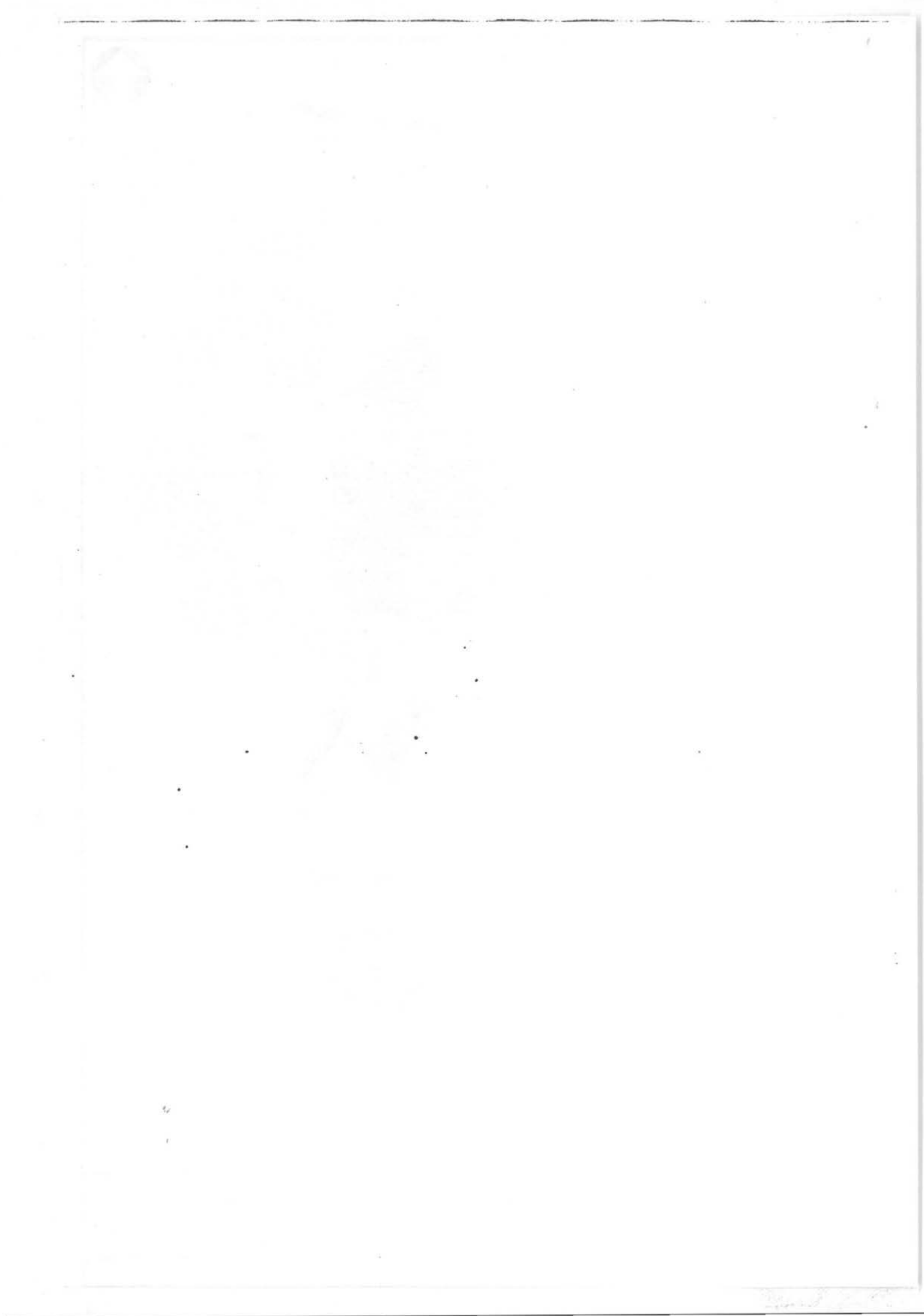
OPDRACHTGEVER

Ministerie V. en M.

RAPPORT NR. 491

FIGUUR NR. 5.1

SCHIEKADE 189 ROTTERDAM TEL 010-14 36 22



I. DOERTYPE EN OUBOU			II. HYDROLOGIE							
ZAND		VEEN OF KLEI	a. DICHTHEID AFWATERINGSNET (afstand open watergangen)			b. FREATISCH NIVEAU (in m onder M.V.)			c. VERTICALE SITOMING	
zonder weerstand- biedende lagen tot ca. 5 m. -N.V.	met weerstand- biedende lagen tot ca. 10m. -N.V.		geen zichtbare afwatering (> ca. 2000 m)	kleine af- waterings- dichtheid 150-2000m	grote af- waterings- dichtheid (< ca. 150 m)	diep (> ca. 1,5 m)	middel	ondiep (< ca. 0,5 m)	kwel	weg- zijing
a	●		●			●				●
b	●			●		●	●			●
c	●				●		●	●	(●)	●
d	●				●		●	●	●	
e		●		●		(●)	●			●
f		●			●		●	●	(●)	●
g		●			●			●	●	
h		●			●		●		●	
i		●			●			●	●	●

Tabel 5.1. INFILTRATIEMOGELIJKHEID

- Stuwwallencomplexen (o.a. Veluwe), stuifzand en kustduinengebied + stroken in het oude strandwal-
lengebied (voor zover de bodem uit zand bestaat).
- Kempen, Peelhorst, plateau van Zuid-Limburg (krijt-
land).
- Oostelijk dekzandgebied, centrale deel van het zuid-
elijk dekzandgebied, overgang Peelhorst - Maasdal
(ook behorend tot het zuidelijke dekzandgebied).
- Gelderse Vallei, randen van de Veluwe randen van de
Peelhorst (overgangsgebieden).
- Plateau van Drente, Hondarug, hoge gedeelten van
het westelijk deel van het plateau van West-Noord-
Brabant, Gaasterland.
- Oostelijk deel van het plateau van West Noord-Br-
abant, plateau van Oost-Nederland.
- Uitgesproken beekdalen aan de randen van het
plateau van Drente, lage gebieden in West-Noord
Brabant, Gelderse Vallei (ZW gedeelte), randen van
de Veluwe (overgangen naar kleigebieden).
Storende lagen bestaan hier uit beekafzettingen en
leemlagen (lage gebieden in West-Noord-Brabant)
(overgangsgebieden).
- Poldergebied; diepe droogmakerijen (o.a. Zuiderzee-
polders).
- Poldergebied; ondiepe polders. Veenkoloniën. Hoog-
veenengebieden. Rivierendistrikt (Holocene en Plei-
Pleistocene) (oude rivierklei).
Strandvlakte- en strandwallengebied (voor zover de
bodem uit veen bestaat).

In onderstaand schema is samenvattend weergegeven hoe de verschillende aspecten in verband staan met de gebiedskenmerken waarop de classificatie berust:

- * doorlatendheid:
 - technisch aspect:
bij te kleine doorlaat
faktor kan onvoldoende
water infiltreren.
 - verblijftijdsaspect:
speelt alleen een rol
bij te grote doorlatend-
heid: korte verblijftijd
in de verzadigde en on-
verzadigde zone.
- * ondiepe grondwaterstand:
 - technisch aspect:
onvoldoende waterafvoer,
overstroming.
 - verblijftijdsaspect:
korte verblijftijd in
onverzadigde zone.
- * ondiepe storende lagen:
 - technisch aspect:
onvoldoende waterafvoer.
 - verblijftijdsaspect:
korte verblijftijd in
verzadigde (en onverza-
digde) zone.
- * kwel:
 - technisch aspect:
te hoge grondwaterstan-
den veroorzaken een on-
voldoende waterafvoer.
 - verblijftijdsaspect:
korte verblijftijd in de
verzadigde zone.
- * korte afstand tot open
water of bron:
 - verblijftijdsaspect:
korte verblijftijd in de
verzadigde zone.

In deze classificatie wordt er vanuit gegaan dat langere verblijftijden gunstig zijn vanuit milieuhygiënisch oogpunt omdat daardoor de kans op afbraak vergroot wordt. Dit geldt uiteraard alleen voor de afbreekbare stoffen. Accumulatie van stoffen in de bodem door een lange contacttijd is vanuit bodemhygiënisch oogpunt niet wenselijk. Hier-
vanuit gezien zouden niet afbreekbare stoffen zo snel mogelijk uit het bodemsysteem, dus veelal via grondwaterstroming naar het oppervlaktewater moeten verdwijnen.

In tabel 5.2.en in figuur 5.2.is te zien hoe de 9 onderscheiden gebieden zijn samengevat in 3 klas-
sen: infiltratie van (afval)water mogelijk, plaat-
selijk mogelijk en niet mogelijk.

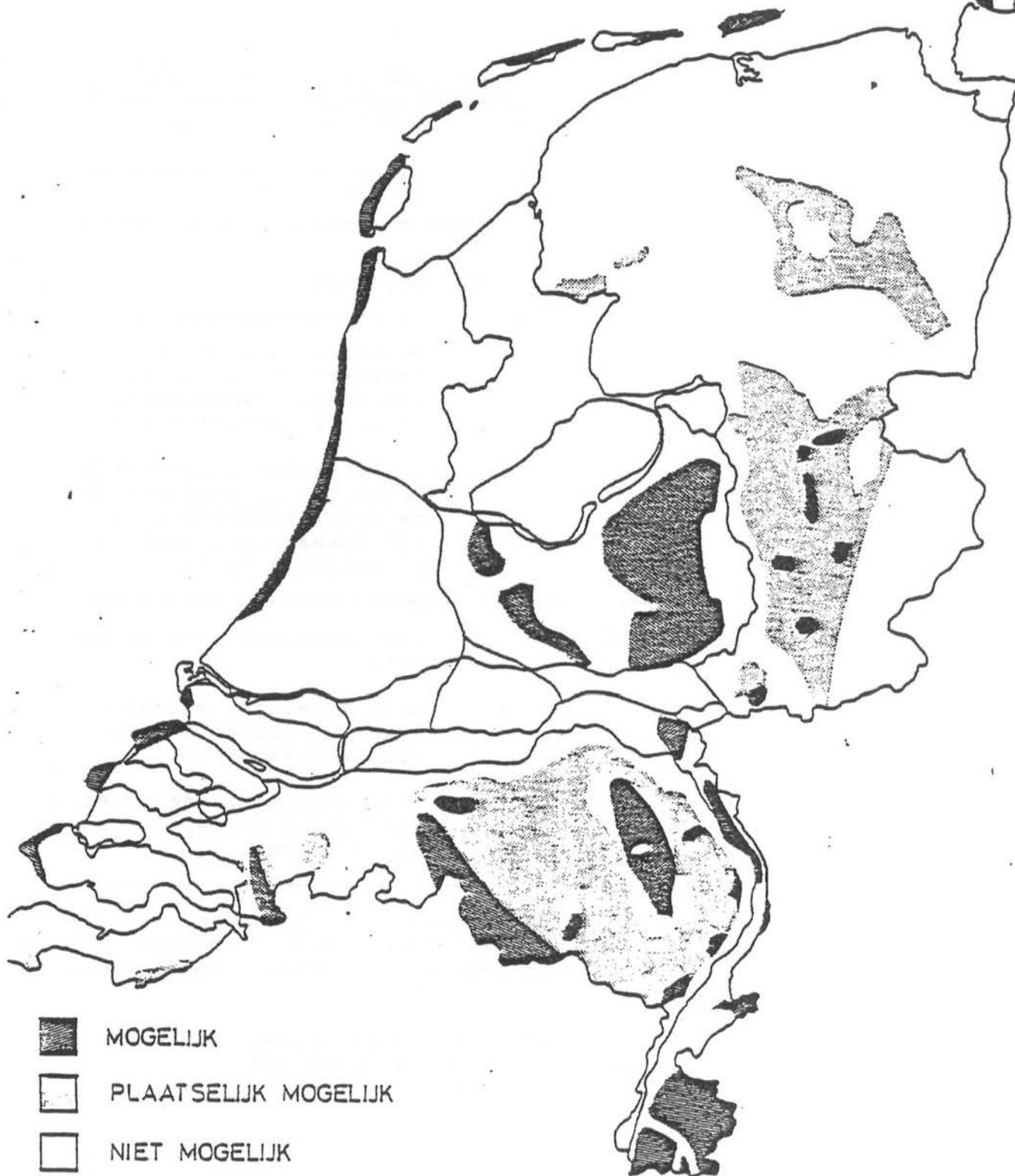
Tabel.5.2. Indeling van de in tabel 5.1. onderscheiden gebieden naar mogelijkheid voor infiltratie (zie ook figuur 5.2.).

<u>Omschrijving</u>			
I	Infiltratie mogelijk	a b	mogelijk
II	plaatselijk mogelijk	c	plaatselijk mogelijk: afhankelijk van de diepte van de grondwaterstand (kwel of infiltratie);
		e	is misschien plaatselijk mogelijk: afhankelijk van de doorlatendheid en/of het lokaal ontbreken van de storende laag.
III	niet mogelijk	d f	niet mogelijk: kwelgebieden.
		g	niet mogelijk: storende lagen en lokaal ondiepe grondwaterstanden.
		h i	niet mogelijk: veen/klei, kwel en/of ondiepe grondwaterstanden.

De in de classificatie aangegeven gebieden waar infiltratie mogelijk en plaatselijk mogelijk zou zijn, zijn in interimrapport 2 nader beschreven. Deze gebieden zijn:

- a. 1. Veluwe en andere kleinere stuwwalcomplexen;
2. Strandwallen en kustduingebieden;
3. Stuifzandgebieden.
- b. 1. Kempen;
2. Peelhorst;
3. Plateau van Zuid-Limburg.
- c. 1. Oostelijk dekzandgebied;
2. Zuidelijk dekzandgebied.
- e. 1. Drents plateau, Hondsrug, Gaasterland;
2. Hoge gedeelten van het plateau van West-Noord Brabant.

Voor de beschrijving hiervan wordt naar dit interimrapport 2 verwezen.



- MOGELIJK
□ PLAATSELIJK MOGELIJK
□ NIET MOGELIJK

0 50 KM

Indeling van gebieden waar infiltratie (afgezien van de gevoeligheid) mogelijk is.

ADVIESBUREAU VOOR WATERVOORZIENING
IWACO B.V.
INTERNATIONAL WATER SUPPLY CONSULTANTS

PROJECT

RAPPORT
NR.: 491

GET.

GEZ.

DAT.

FIGUUR
NR.: 5.2

OPDRACHTGEVER

Ministerie V. en M.

Daar waar te ondiepe grondwaterstanden, te grote hellingen of ondoorlatende lagen te ondiep voorkomen is een alternatief het gebruik van een opgehoogd zandbed. Bij aanwezigheid van ondoorlatende lagen blijft echter het probleem van de kortdurende circulatie, zodat vanuit milieu-oogpunt gezien het zandbed hier geen verbetering inhoudt.

Echter daar waar de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) ondieper dan 1 m - m.v. (maar niet ondieper dan 0,5 m - m.v.) voorkomt kan een verhoogd zandbed het technisch functioneren van de infiltratie verbeteren alsook door vergroting van de verblijftijd in de onverzadigde zone de kans op afbraak van afvalstoffen vergroten. Volgens de classificatie zou dit alternatief vooral in het oostelijk en zuidelijk dekzandgebied toegepast kunnen worden, omdat hier (plaatselijk) ondiepe grondwaterstanden kunnen voorkomen.

5.2. KWETSBARE GEBIEDEN.

Potentieel gevoelige gebieden voor infiltratie van huishoudelijk afvalwater zijn gebieden waar winning van grondwater voor de drinkwatervoorziening plaatsvindt en natuurwetenschappelijk waardevolle gebieden.

5.2.1. Waterwingebieden.

Voor waterwingebieden gelden reeds richtlijnen en bepalingen met betrekking tot handelingen binnen de zogenaamde beschermingszones, terwijl ook een stoffenbeleid (voornamelijk bestrijdingsmiddelen) van kracht is.

Zo bestaat er de studiegroep 'waterwingebieden' ingesteld door de commissie voor Fytofarmacie, die advies uitbrengt over de toelaatbaarheid van bestrijdingsmiddelen in waterwingebieden. In deze adviezen is ook de kans op uitspoelen verwerkt. Verder bestaat de contactgroep Bodem van de commissie TNO voor onderzoek inzake nevenwerking van bestrijdingsmiddelen en verwante verbandingen.

Hoe groot het gevaar is dat verontreinigende stoffen in het gewonnen water terechtkomen, is afhankelijk van een aantal factoren, o.a.:

- * de diepte van de wateronttrekking;
- * de aanwezigheid van slecht doorlatende lagen;
- * de afstand van de infiltratiepunten tot winning;
- * de hoeveelheid water die onttrokken wordt;
- * de doorlatendheid van de watervoerende lagen;
- * de natuurlijke grondwaterstromingsrichting.

Wat betreft de aanwezigheid van afdekkende lagen blijkt uit een enquête die door de Werkgroep Berekeningen van de Commissie Bescherming Waterwingebied (C.B.W.) onder pompstations is gehouden (lit. 9, 145), dat bijna 50% van het grondwater wordt gewonnen uit betrekkelijk ondiep gelegen watervoerende lagen, waarboven geen of slechts matig ontwikkelde weerstandsbiedende lagen voorkomen. Slechts 30% van de geënuquêteerde hoeveelheid grondwater wordt in een veel veiliger situatie gewonnen. De C.B.W. heeft de omvang van de beschermingszone's rond grondwaterwingebieden afhankelijk gesteld van de verblijftijd van het water in het watervoerend pakket. (lit.128).

Voor waterwingebieden uit zand- en grindpakketten worden 2 zone's onderscheiden:

1. Bacteriologisch-chemisch beschermingsgebied:
verblijftijd 60 dagen;
2. Chemisch beschermingsgebied:
 - a. 10-jaars zone
 - b. 25-jaars zone.

Het onderscheid in een 10- en 25-jaars zone berust alleen op bedrijfstechnische gronden en is niet gebaseerd op onderzoek naar mogelijke verontreiniging. Grofweg bedraagt de straal van de 10-jaars zone gemiddeld 800 m, en die van de 25-jaars zone 1150 m.

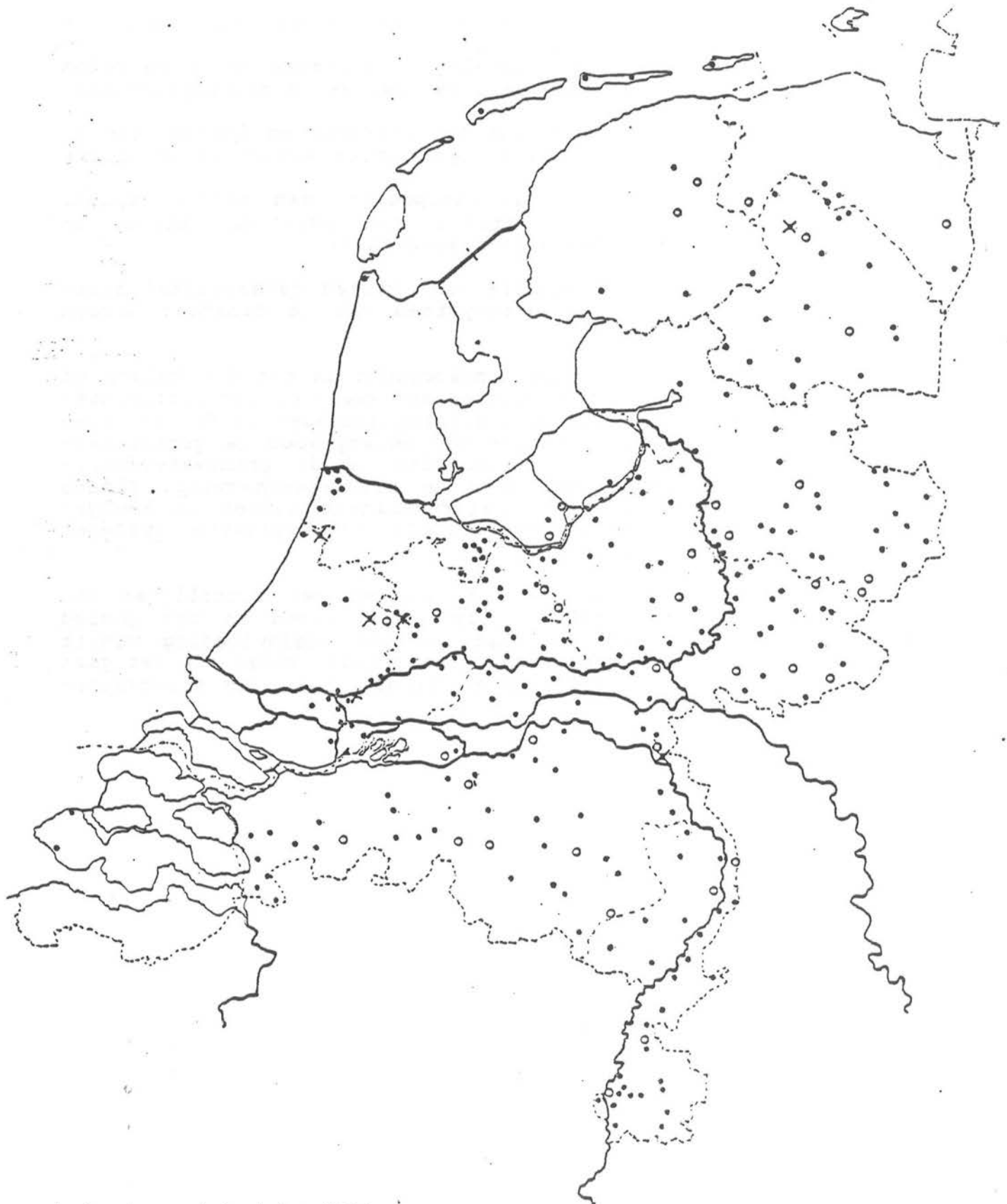
In gebieden met kalk- of zandsteen pakketten, zoals die in Zuid-Limburg en Twente voorkomen, is de grondwaterstroming relatief snel vergeleken met bovenstaande gebieden.

Hier worden onderscheiden:

1. Bacteriologisch-chemisch beschermingsgebied:
verblijftijd 60 dagen;
2. Chemisch beschermingsgebied:
R = 2 km vanaf de putten.

In principe is het mogelijk om voor alle voorkomende grondwatersystemen de verblijftijden te berekenen. Of kleilagen of andere afdekkende lagen in rekening gebracht moeten worden, kan in elk geval op zich bekeken worden. Aangezien het in dit geval te ver zou voeren om voor elke grondwaterwinning na te gaan hoe groot de kritieke zone is, is alleen gekeken naar de ligging van een grondwaterwinning (zie figuur 5.3.).

BESTAANDE EN TOT 1990 GEPLANDE GRONDWATERWINNINGEN
(vlg. tienjarenplan '78)



- bestaande grondwaterwinning (1977)
- geplande " (periode '77-'90)
- × te beeindigen " (voor 1990)

FIGUUR 5.3.

5.2.2. Natuurgebieden.

Voor natuurgebieden zijn tot op dit moment nog geen bepalingen van kracht.

Lozing van huishoudelijk afvalwater in/op de bodem kan de volgende gevolgen hebben in natuurgebieden:

A. Door uitspoeling van stikstof en fosfaat kan in het aangrenzende open water eutrofiëring optreden.

Verder kan door uitspoeling van andere 'milieu gevaarlijke' stoffen het aquatisch milieu in open water worden aangetast;

B. Door accumulatie van 'milieu gevaarlijke' stoffen in het bodemsysteem kan de biosfeer worden aangetast.

Uit natuurbeschermings oogpunt is het van belang of het betreffende gebied een kwel- of een inzigingsgebied is. In de inzigingsgebieden is de natuurbescherming misschien van belang voor de grondwaterkwaliteit, in kwelgebieden is de grondwaterkwaliteit essentieel voor de natuurbescherming. Kleine veranderingen in waterkwaliteit kunnen in kwelgebieden grote veranderingen in vegetatie oproepen (lit.24).

Een probleem hier is dat men wel richtlijnen zou kunnen opstellen voor activiteiten in het gebied zelf, maar dat juist ook vaak beïnvloeding vanuit omliggende gebieden plaatsvindt, zeker als het gaat om beïnvloeding door veranderingen van grondwaterkwaliteit.

6. BESCHRIJVING VAN HET VOORKOMEN IN NEDERLAND VAN INFILTRATIE VAN HUISHOUDELIJK AFVALWATER IN DE BODEM.

6.1. HUIDIGE INFILTRATIE IN NEDERLAND.

In het kader van deze studie is de huidige infiltratie van huishoudelijk afvalwater van individuele huishoudens en verblijfsrecreatieterreinen in Nederland onderzocht. Andere infiltratiebronnen van huishoudelijk afvalwater zoals rioolwaterzuiveringsinstallaties met infiltratie van het effluent in de bodem en afvalwaterinfiltratie van tehuizen, benzinestations e.d. zijn niet in het onderzoek opgenomen. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar de interimrapporten 1, 2 en 3.

6.1.1. Huishoudens.

Onder het begrip actuele infiltratie dient verstaan te worden, infiltratie op het tijdstip 1-1-1979, daar de benodigde gegevens slechts beschikbaar waren tot 1-1-1979. Om de actuele infiltratiedichtheid van huishoudelijk afvalwater te kunnen bepalen is de volgende weg bewandeld:

- * aan de hand van de kaart (figuur 5.1.), waarop infiltratie mogelijkheid is weergegeven, zijn de gemeenten bepaald die geheel of gedeeltelijk binnen de als mogelijk of plaatselijk mogelijk aangegeven gebieden vallen. Gemeenten die buiten deze gebieden vallen, zijn niet in beschouwing genomen daar er van uitgegaan is dat daar geen infiltratie van huishoudelijk afvalwater mogelijk is;
- * voor de aldus geselecteerde gemeenten is met behulp van de in het 'indicatief meerjaren-programma 1975-1979, voor de bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater' vermelde prognose van rioleringsaansluitingspercentages, het aantal inwoners per gemeente uitgerekend, die per 1-1-1979 niet waren aangesloten op een rioolstelsel;
- * van de inwoners waarvan het huishoudelijk afvalwater niet geloosd wordt op een rioolstelsel, is aangenomen dat 25% van het huishoudelijk afvalwater rechtstreeks of via een septic tank loost op het oppervlaktewater (de zogenaamde oppervlaktewaterlozers) en 75% hun huishoudelijk afvalwater via een septic tank en/of zinkput infiltreert in de bodem (de zogenaamde bodemlozers);
- * aan de hand van het aantal bodemlozers per gemeente en het in beschouwing genomen gemeente oppervlak, kan de infiltratiedichtheid uitgedrukt worden in inwonerequivalenten per km² oeschouwd gebied, voor het tijdstip 1-1-1979.

Bij de gevolgde weg dienen de volgende kanttekeningen geplaatst te worden:

* de in figuur 5.1. weergegeven gebieden waar infiltratie mogelijk of plaatselijk mogelijk is, zijn zo goed mogelijk benaderd door de gemeente grenzen te volgen. In gebieden, waar qua oppervlak veel grote gemeenten liggen, bleek het niet mogelijk te zijn om de gebieden te volgen via gemeente grenzen. In deze gebieden komt het dan ook voor dat slechts gedeelten van gemeenten in beschouwing zijn genomen (bijvoorbeeld Ede op de Veluwe);

* de aanname dat 25% van de niet gerioleerde inwoners oppervlaktewaterlozers en de resterende 75% bodemlozers zijn, is gebaseerd op de mate waarin oppervlaktewater aanwezig is in de beschouwde gebieden, wat afgeleid is van topografische kaarten.

Daar de gehele infiltratiedichtheidsclassificatie van Nederland gestoeld is op de aanname 25% oppervlaktewaterlozers en 75 % bodemlozers, is getracht de juistheid van deze aanname na te gaan. In de beschouwde gebieden zijn per gebied 3 à 4 gemeenten aangeschreven (in totaal 20 gemeenten), met het verzoek na te gaan welk percentage van de niet gerioleerde bewoners als bodemlozers beschouwd kan worden. (zie brief in bijlage IWACO Interim rapport 1).
Uit reacties van de gemeenten werd vastgesteld dat:

een nauwkeurige schatting van het percentage bodemlozers niet kan worden gegeven;

ruwe schattingen uiteenlopen van 50 tot 100%.

* de berekende infiltratiedichtheden zijn onderverdeeld in 3 groepen, te weten:

groep 1 - < 30 i.e./km²;
groep 2 - > 30 en < 60 i.e./km²;
groep 3 - > 60 i.e./km².

De bovenstaande classificatie in infiltratiedichtheid is in figuur 6.1. weergegeven.

Uit het infiltratiedichtheidskaartje kan geconcludeerd worden, dat vooral de Veluwe een hoge infiltratiedichtheid heeft van huishoudelijk afvalwater. De maximale infiltratiedichtheid varieert er van 75 tot 80 i.e./km².

In de berekening van de infiltratiedichtheden per gemeente is geen rekening gehouden met het zuiveringsrendement van septic tanks en/of zinkputten. Het zuiveringsrendement van de in Nederland gebruikte septic tanks ten aanzien van BZV bedraagt ongeveer 30-40% (zie hoofdstuk 6.3.).

Om een indruk te krijgen van het aantal bodemlozers per gebied, waar infiltratie mogelijk c.q. plaatselijk mogelijk is, is in figuur 6.2. het aantal inwoners dat het afvalwater infiltreert in de bodem, aangegeven tegenover het totaal aantal inwoners binnen het beschouwde gebied.

Hierbij is uitgegaan van:

- * het totaal aantal inwoners per gebied per 1 januari 1979;
- * de geraamde aansluitingspercentages op riolering uit het indicatief meerjaren programma 1975-1979 voor 1 januari 1979;
- * de aanname dat 75% van de niet op riolering aangesloten huishoudens het afvalwater infiltreren in de bodem.

Hieruit kan de conclusie worden getrokken dat in de beschouwde gebieden gemiddeld 9% van de inwoners hun huishoudelijk afvalwater infiltreren in de bodem. Naar schatting wordt door individuele huishoudens (zie figuur 6.2.) ca. 365.000 i.e. geïnfiltreerd in de bodem afkomstig van ruim 100.000 woningen.

6.1.2. Recreatie.

Gebieden, waar infiltratie mogelijk c.q. plaatselijk mogelijk is, (zie classificatie, figuur 5.1.) omvatten voor een deel de belangrijkste recreatiecentra van ons land, zoals de Hollandse duinstrook, de Waddeneilanden, de Veluwe, Oost Brabant en Zuid Limburg. Hier zal, met name gedurende de zomermaanden ten gevolge van de recreatie een aanzienlijke bevolkingstoename plaatsvinden, gepaard gaande met een toename van de geproduceerde hoeveelheid huishoudelijk afvalwater.

De totale hoeveelheid huishoudelijk afvalwater van een recreatieterrein kan recht evenredig worden gesteld met de bezettingsgraad. In figuur 6.3. is het verloop van de gemiddelde maandelijkse bezettingsgraad weergegeven, gebaseerd op tellingen van het CBS (1977) en de aanname dat in de maand juli een gemiddels bezettingsgraad van 80% wordt bereikt. Uit dit beeld kan een gemiddelde maandelijkse bezettingsgraad over het gehele jaar van 20% worden afgeleid.



Gemiddelde aktuele infiltratie door individuele huishoudens in inwoner-equivalent per KM^2 berekend voor het jaar 1979 in gebieden waar infiltratie mogelijk is.

ADVIESBUREAU VOOR WATERVOORZIENING

IWACO B.V.

INTERNATIONAL WATER SUPPLY CONSULTANTS

PROJECT:

RAPPORT NR.: 491

GET.

GEZ.

DAT.

FIGUUR NR.: 6.1

OPDRACHTGEVER:

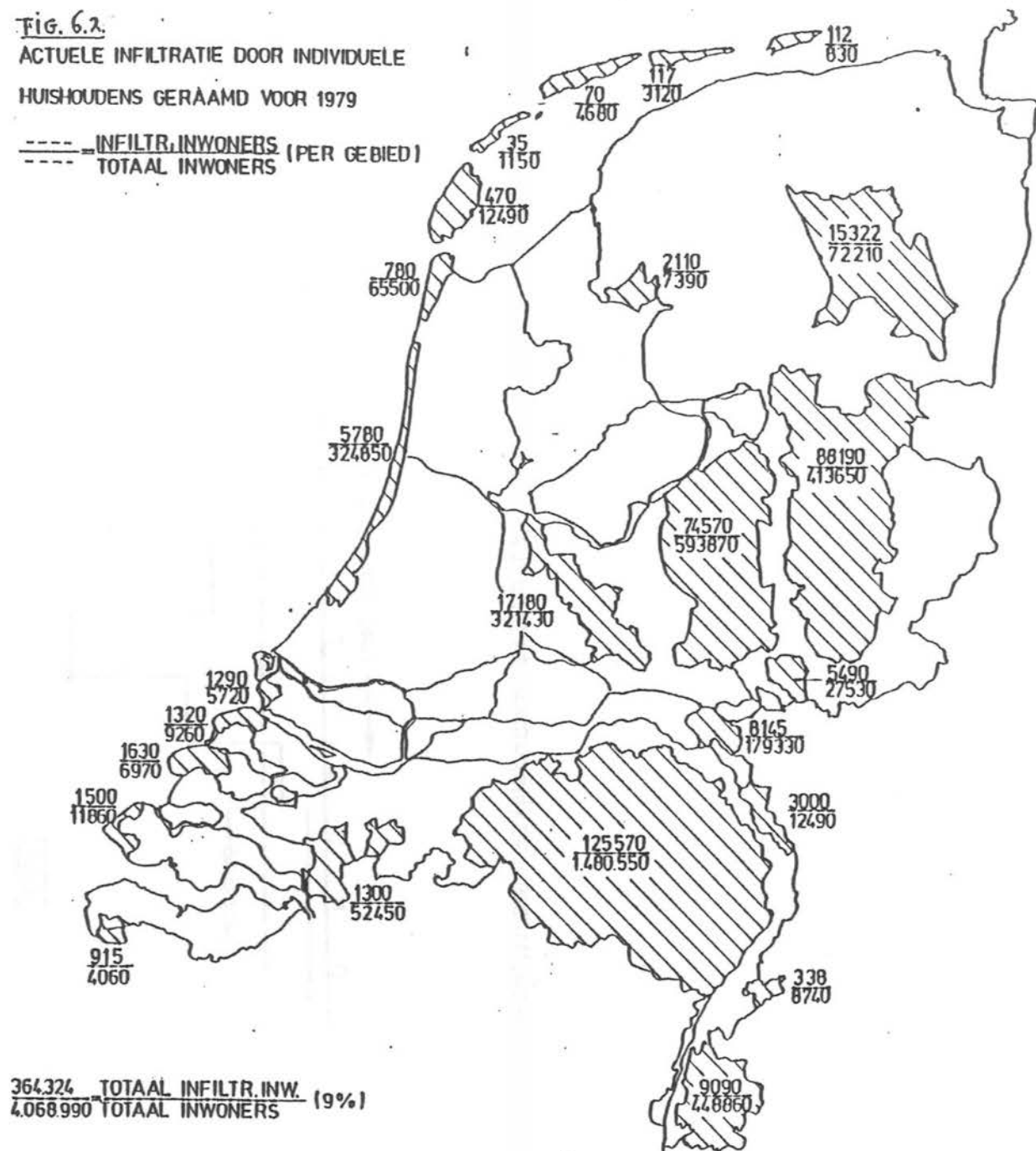
Ministerie V. en M.

SCHIEKADE 189 ROTTERDAM TEL. 010-14 36 22

Fig. 6.2.

ACTUELE INFILTRATIE DOOR INDIVIDUELE
HUISHOUDENS GERAAMD VOOR 1979

----- INFILTR. INWONERS (PER GEBIED)
----- TOTAAL INWONERS



364.324 TOTAAL INFILTR. INW. (9%)
4.068.990 TOTAAL INWONERS

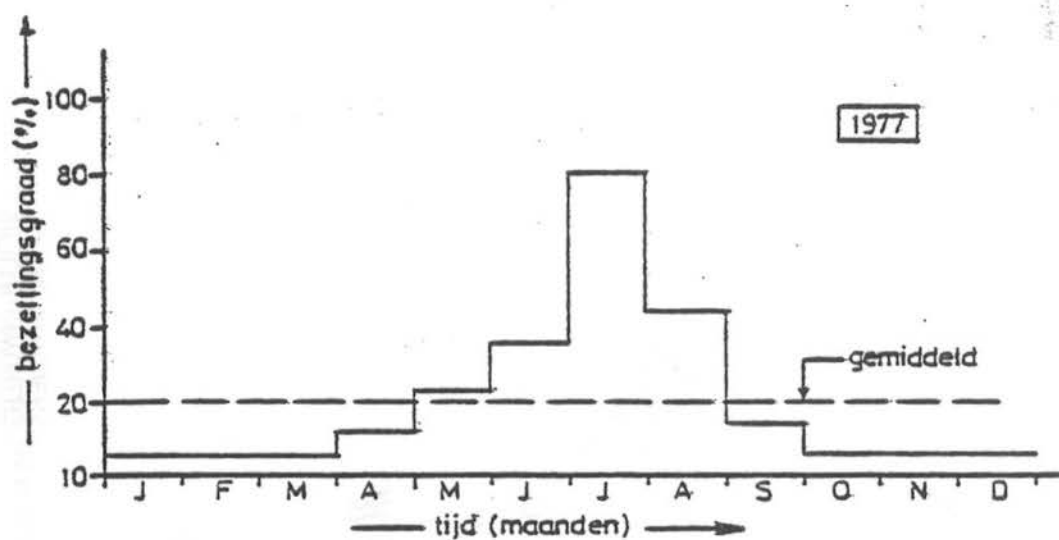


Fig. 6.3. Verloop van de gemiddelde maandelijkse bezettingsgraad.

Wat betreft de lozing van het niet op de riolering aangesloten afvalwater kan gebruik worden gemaakt van het CBS onderzoek 'Inventarisatie kampeeraccommodaties 1977' (lit. 21). Het CBS onderscheidt in Nederland een 16-tal toeristengebieden, gebaseerd op het type recreatie.

Aangezien een relatie bestaat tussen het type recreatie en de grondsoort, is het niet verwonderlijk dat deze toeristengebieden voor een deel samenvallen met gebieden waar infiltratie technisch mogelijk c.q. plaatselijk mogelijk is.

Figuur 6.4. geeft een overzicht van die toeristengebieden die het onderzoeksgebied van deze studie omvatten. Uit het genoemde CBS onderzoek (lit.21) zijn per toeristengebied cijfers beschikbaar over de wijze waarop het afvalwater van recreatieterreinen wordt geloosd (zie tabel 6.1.).

Daar deze gegevens in het najaar van 1977 zijn verzameld, mag het resultaat representatief worden geacht voor de situatie op 1 januari 1978.

Tabel 6.1. Afvalwater lozing recreatieterreinen per toeristengebied.

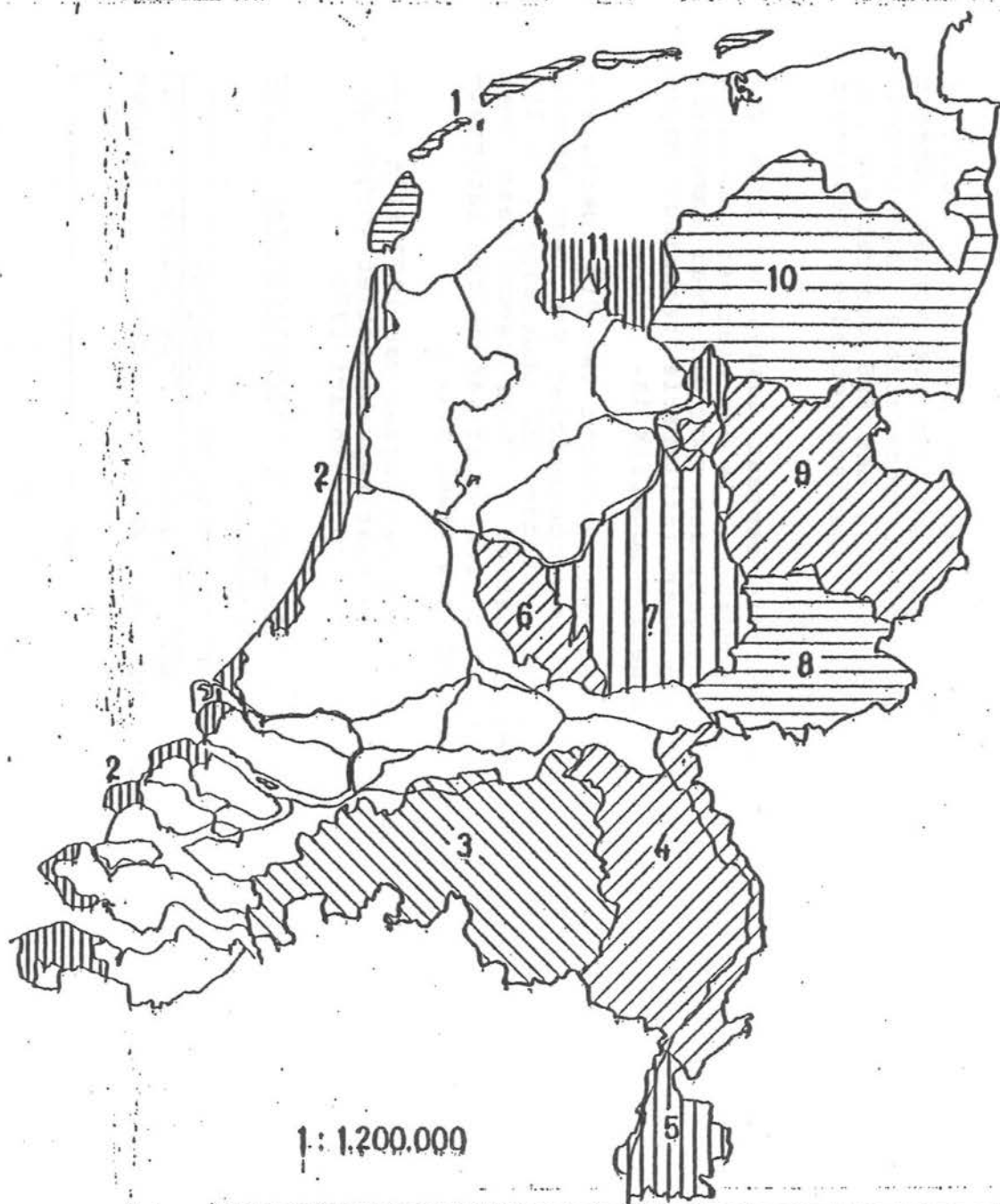
Toeristen- gebied (zie figuur 6.4.)	Percentage van de terreinen			
	Gemeen- telijk riool	Grond- water	Oppervlakte water	Eigen zuive- ring
1	58	38	3	1
2	65	30	4	1
3	35	60	4	1
4	34	55	8	3
5	70	20	8	2
6	28	68	1	3
7	17	80	1	2
8	18	80	2	-
9	16	77	5	2
10	34	57	8	1
11	43	35	21	1
Totaal gem.	37	56	5	2

Om de invloed van de infiltratie van afvalwater ten gevolge van de recreatie te kunnen vergelijken met die van huishoudens (zie 6.1.1.) zijn de beschikbare gegevens op de volgende wijze verwerkt.

Voor gemeenten met meer dan twee recreatie terreinen is de totale accommodatiecapaciteit aan toeristische en niet toeristische slaapplekken geregistreerd (lit. 21).

TOERISTENGEBIEDEN (op basis van CBS)

1. Wadden eilanden.
2. Noordzeebadplaatsen.
3. West en Midden Brabant.
4. Oost Brabant, Noord en Midden Limburg en Rijk van Nijmegen.
5. Zuid Limburg.
6. Utrechtse heuvelrug en 't Gooi.
7. Veluwe en Veluweoord.
8. Achterhoek.
9. Twente, Salland en Vechtstreek.
10. Groningse, Friese en Drentse zandgronden.
11. Meren in Groningen, Friesland en Noordwest-Overijssel.



1: 1.200.000

Uitgaande van de volgende normen met betrekking tot de vuilwaarden door de recreatie is vervolgens de maximale vuilbelasting (in i.e.'s) bepaald. Voor niet toeristische standplaatsen zoals vaste standplaatsen, bungalows, jeugdhernergen, e.d. is gerekend met 0,8 i.e./persoon en 75% van de totale vervuiling door verblijfsrecreatie. Voor toeristische standplaatsen geldt 0,5 i.e./persoon en 25% van de totale vervuiling door verblijfsrecreatie. Met de toegekende vuilwaarden is vervolgens de maximale vuilbelasting bepaald. Een vijfde deel hiervan is de gemiddelde vuilproductie over het gehele jaar (zie figuur 6.3.). Formule bepaling vuilproductie voor verblijfsrecreatie:

$$\text{vuilproductie} = (0,8 * 0,75 * X + 0,5 * 0,2 * X) * 0,2 = 0,15 X \text{ i.e.}$$

X = aantal slaapplekken recreatie-object.

Voor de bepaling van dat deel van het afvalwater dat in de bodem wordt geïnfiltreerd, zijn per toeristengebied de percentages uit tabel 6.1. toegepast. De op deze wijze bepaalde gemiddelde infiltratie is gedeeld door het oppervlak van de betreffende gemeente teneinde eenzelfde presentatie te verkrijgen als voor de huishoudens. De op deze wijze verkregen infiltratie in i.e. per km² (op 1 januari 1978) is weergegeven in figuur 6.5. waarbij drie klassen worden onderscheiden, respectievelijk <10, 10-20, >20 i.e. per km².

Het algemene beeld geeft aan dat de infiltratie door de recreatie beduidend lager is dan die door de huishoudens. Slechts in een twaalfstal gemeenten wordt meer dan 20 i.e./km² geloosd. De gemiddelde infiltratie bedraagt in deze gemeenten 21 - 70 i.e./km². Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar Interim rapport 1.

Hierbij worden de volgende kanttekeningen gemaakt. In de eerste plaats is de gemiddelde infiltratie over het jaar berekend, terwijl in werkelijkheid een seizoenfluctuatie optreedt. In de maand juli bedraagt de infiltratie vijf maal het jaarlijks gemiddelde terwijl in de maanden september tot april slechts een kwart van de gemiddelde jaarlijkse infiltratie plaatsvindt (zie figuur 6.3.). Een tweede vereenvoudiging die is toegepast, is de spreiding van de lozing over de gehele oppervlakte van de betreffende gemeente. In werkelijkheid vindt een geconcentreerde lozing plaats per recreatieterrein. Concluderend kan worden gesteld dat de situatie per 1 januari 1978 (figuur 6.4.) aangeeft dat de totale infiltratie door de recreatie gering is in vergelijking tot de huishoudens, maar dat individuele infiltratie van recreatieterreinen wel tot hoge waarden kan oplopen.

De infiltratie van huishoudelijk afvalwater door recreatieterreinen, omgerekend naar een gemiddelde lozing per jaar in i.e./km² (betrokken op een jaarlijks gemiddelde bezetting van 20%), ligt een factor 4 lager dan de infiltratiedichtheid van individuele huishoudens. Op basis hiervan is berekend dat door recreatieterreinen in gebieden waar infiltratie in principe mogelijk of plaatselijk mogelijk is ca. 90.000 i.e. wordt geïnfiltreerd in de bodem.

6.2. TOEGEPASTE INFILTRATIESYSTEMEN.

6.2.1. Huishoudens.

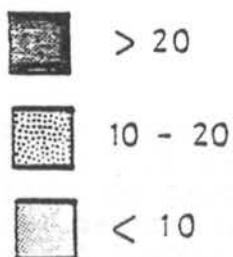
In die gebieden in Nederland waar infiltratie mogelijk c.q. plaatselijk mogelijk is, werd in 20 gemeenten een kort onderzoek verricht naar de soort systemen, die gebruikt werden voor infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem. In de beschouwde gebieden zijn per gebied 3 à 4 gemeenten aangeschreven, met het verzoek na te gaan welke behandelingen- en infiltratiesystemen bij bodemlozers worden gebruikt. Tevens werden aanvullende gesprekken gevoerd met vertegenwoordigers van de binnen deze gemeenten gelegen waterkwaliteitsbeheersinstaties. Uit het onderzoek kwamen de volgende punten naar voren, te weten:

- * een belangrijk deel der systemen bestaat uit één of meerdere zinkputten;
- * een eveneens groot gedeelte bestaat uit septic tanks met zinkputten;
- * beerputten, vooral voorkomend in agrarische gebieden;
- * gierkelders, vooral voorkomend in agrarische gebieden;
- * een klein deel der systemen bestaat uit een septic tank en/of zinkput in combinatie met infiltratiebed, drainagesleuf, afgedamd greppeltje; directe infiltratie vanaf maaiveld.

Een samenvattend overzicht van de soort systemen van afvalwaterverwerking van huishoudens in relatie met infiltratie en de mate van voorkomen is weergegeven in tabel.6.2.

Uit het onderzoek kan worden geconcludeerd dat in Nederland vooral zinkputten en in mindere mate versproeiing over het bouwland de meest voorkomende infiltratiemethoden zijn. Het infiltratiekanalen of -beddensysteem wordt in Nederland vrijwel niet toegepast.

De vier meest voorkomende systemen van afvalwaterbehandeling in relatie met infiltratie worden hierna kort besproken.



0 50 KM

Gemiddelde actuele infiltratie door recreatie
in 1978 in inwoner - equivalent per KM^2 in ge-
bieden waar infiltratie mogelijk is.

ADVIESBUREAU VOOR WATERVOORZIENING

IWACO B.V.

INTERNATIONAL WATER SUPPLY CONSULTANTS

SCHIEKADE 189 ROTTERDAM TEL. 010-14 36 22

PROJECT

GET

GEZ

DAT.

OPDRACHTGEVER

Ministerie V. en M.

RAPPORT NR. 491

FIGUUR NR. 6.5

Tabel.6.2.:Overzicht afvalwaterverwerkingsmethoden
huishoudens in relatie met infiltratie.

(Voor)behandelings- systeem	Infiltratie- systeem	Voorkomen
zinkput(ten)	zinkput(ten)	veel
septic tank	zinkput(ten)	veel
afvoerloze beerput	geen; diffuse verspreiding over land	veel(agrar. gebieden)
afvoerloze gier- kelder	geen; diffuse verspreiding over land	veel(agrar. gebieden)
beerput met overloop	zinkput	matig
zinkput	zinkput met over- loop op puinsleuf, infiltratiebed (kanaal),etc.	gering
septic tank	zinkput met over- loop op puinsleuf, greppeltje afge- damd	gering
geen	* geen; maaiveld oppervlak	gering

* : huishoudelijk afvalwater minus toiletafvalwa-
ter; toiletafvalwater dan naar afvoerloze beer-
put of bij agrarische bedrijven naar afvoerloze
gierkelder.

6.2.1.1. Zinkputten.

Systeem met één of meer zinkputten kunnen voorko-
men. Bij gebruik van één zinkput doet dit systeem
zowel dienst als voorbehandelingssysteem en infil-
tratiesysteem. In veel gevallen worden echter meer-
dere zinkputten gebruikt. De eerste zinkput functi-
oneert dan als 'bezinkinrichting' en is met een
overloop verbonden met een tweede zinkput die func-
tioneert als infiltratiesysteem.

In deze gevallen is een zinkput niets anders dan
een inzamelreservoir van huishoudelijk afvalwater,
waaruit het water voornamelijk via de wanden perco-
leert in de bodem.

De sliblaag onderin de zinkput wordt in Nederland
meestal jaarlijks verwijderd en vaak versproeid
over bouw- of weiland.

De uitvoering van het in Nederland in hoofdzaak gebruikte infiltratiemiddel voor individuele huishoudens, de zinkput, verschilt sterk. Door het ontbreken van bouwvoorschriften van overheidswege betekent dit in de praktijk dat de plaatselijke aannemer meestal de uitvoeringsvorm bepaalt. Laatstgenoemde is vaak het best op de hoogte van de lokale bodemgesteldheid. De uitvoering is in de meeste gevallen een put in de grond, waarvan de putwand is opgevuld met bakstenen, kalkzandstenen of betonringen, met openingen. Daaromheen wordt aan de buitenkant een laag grof korrelig materiaal bijvoorbeeld grind en/of puin aangebracht. De put wordt meestal afgesloten met een betonnen deksel.

6.2.1.2. Septic tanks in combinatie met zinkputten.

Hoewel de septic tank als (voor)zuiveringssysteem wordt behandeld in het parallel met onderhavige studie uitgevoerde deelproject 'Behandelingssystemen en oppervlaktewaterverontreiniging' van Witteveen en Bos, is een korte beschrijving van de septic tank in relatie met infiltratie toch noodzakelijk. Voor een uitgebreide beschrijving van de werking, uitvoeringsvormen en onderhoud van septic tanks wordt verwezen naar hoofdstuk 5.5. van het interimrapport 1 en de rapporten 'Behandelingssystemen en oppervlaktewaterverontreiniging' van Witteveen en Bos.

Bij effluent lozing door middel van zinkputten worden septic tanks toegepast om verstoppingen van het infiltratiesysteem te voorkomen. De bezinkbare stoffen worden afgescheiden in de septic tank en het bezonken afvalwater wordt vervolgens geïnfiltreerd met de zinkput.

Het septic tank effluent wordt bij een goed ontwerp van de tank geacht vrij te zijn van bezinkbare stoffen. Daar de toevoer naar de septic tank onregelmatig en met grote pieken geschiedt, is het effluent vaak niet geheel vrij van bezinkbare stoffen.

Alhoewel in verschillende gemeenten in Nederland bij infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem een septic tank wordt geeist, zijn nog geen uniforme voorschriften aanwezig voor de afmetingen van septic tanks. De eisen ten aanzien van septic tanks zijn geformuleerd in de bouwverordening van de betreffende gemeente. Bij hoogheemraadschappen en waterschappen worden vaak eisen gesteld aan septic tanks indien een vergunning verstrekt wordt voor de lozing van huishoudelijk afvalwater op het oppervlaktewater. Voor een uitgebreid overzicht van Nederlandse uitvoeringsvormen en in de buitenlandse literatuur beschreven septic tanks wordt verwezen naar hoofdstuk 5 van interimrapport 1.

6.2.1.3. Beerputten.

Een beerput is een meestal betonnen reservoir waarin huishoudelijk afvalwater opgevangen wordt, zonder dat hieruit water in de omliggende bodem infiltreert of overloopt naar oppervlaktewater. De inhoud van de beerput wordt berekend aan de hand van de tijdsduur tussen de ledigingen en de dagelijkse toevoer. De beerput zal op gezette tijd leeggezogen moeten worden, waarna de inhoud doorgaans over het land versproeid wordt.

6.2.1.4. Gierkelders.

Een gierkelder is een reservoir waarin dierlijke uitwerpselen opgevangen worden, met als doel de inhoud over het land te versproeien indien de kelder vol raakt. In agrarische gebieden komt het vaak voor dat ook het huishoudelijk afvalwater in de gierkelder geloosd wordt.

6.2.2. Recreatie.

Uit het onderzoek naar de afvalwaterverwerking van recreatieterreinen is gebleken, dat tot nu toe nog bij een belangrijk deel (ca. 50%) van de aanwezige recreatieterreinen het afvalwater na een of andere vorm van voorbehandeling wordt geïnfiltreerd in de bodem.

In de nabije toekomst kan echter een verdere stijging worden verwacht van het aantal recreatieterreinen dat wordt aangesloten op de riolering. Voor de Veluwe wordt verwacht dat in 1985 het percentage aansluitingen op gemeentelijke riolen of via persleidingen naar rioolwaterzuiveringsinstallaties zal liggen op ca. 75% (lit.133); de tendens is hier dat aan grotere recreatieterreinen voorrang wordt verleend. Deze ontwikkeling wordt gestimuleerd door subsidieregelingen in het kader van de verbetering toeristische infrastructuur.

Om een globaal beeld te verkrijgen van de behandelingssystemen in relatie met infiltratie van recreatieterreinen zijn telefonische gesprekken gevoerd met vertegenwoordigers van waterkwaliteitsbeheersinstanties, provincies en gemeenten.

Bij afvalwaterverwerking van recreatieterreinen via infiltratie in de bodem is altijd voorbehandeling noodzakelijk om te snelle verstopping van de infiltratiesystemen te voorkomen. In verband met piek-aanvoeren op recreatieterreinen is meestal extra buffercapaciteit aanwezig. Een globaal overzicht van de toegepaste systemen is weergegeven in tabel 6.3.

Tabel.6.3.: Globaal overzicht (voor)behandeling en infiltratiesystemen bij recreatieterreinen.

(Voor)behandeling	Voorkomen	Infiltratiesystemen
(grote)septic tank bezinkinrichting	veel	zinkputten vloeivelden filtratiebedden draineerbuisensysteem infiltratievijvers etc.
oxydatief/biologische installatie	zeer gering	oeverfiltratie puinbedden drainagesysteem geleid onder beplanting (evaporatie) 'agrarischespuiten'

Uit de gegevens van de waterkwaliteitsbeheersinstaties, provincies en gemeenten is niet aan te geven in welke mate genoemde infiltratiesystemen voorkomen.

6.3. ORGANISATIE EN BELEID.

In gebieden in Nederland waar infiltratie mogelijk is, is getracht een beeld te krijgen van de organisatie en beleid met betrekking tot infiltratie van huishoudelijk afvalwater. Het verkregen beeld is een weerslag van gevoerde telefoongesprekken met gemeenten, provincies, waterkwaliteitsbeheersinstaties en bestudering van provinciale verordeningen bodem- en grondwater bescherming c.q. verordening bescherming waterwingebieden.

6.3.2. Huishoudens.

- * Een deel van de gemeenten in de genoemde gebieden (o.a. Veluwe, Salland en Oost-Gelderland) eist bij infiltratie van afvalwater van woningen, voorafgaand aan de zinkput een septic tank, op grond van de modelbouwverordening. Deze verplichting komt voort uit de praktijkervaring dat enkel een zinkput reeds na enkele jaren tot verstopping van de zinkput leidt. In andere gebieden (o.a. sommige gemeenten in Zuid-Limburg en Midden-Brabant) wordt geen septic tank verplicht gesteld. Wel adviseren deze gemeenten bij klachten over verstopping van het infiltratiesysteem een septic tank voor de zinkput te schakelen.

- * Ten aanzien van huishoudelijk afvalwater van agrarische bedrijven adviseren gemeenten en waterkwaliteitsbeheerders aansluiting op de gierkelders c.q. mengmestkelders.
- * Alhoewel in verschillende gemeenten bij infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem een septic tank wordt geëist, is er geen sprake van enige uniformiteit in de bouwvoorschriften. Het gebruikte type septic tank wordt meestal bepaald door regionale betonwarenprouducenten.
- * De uitvoering van het in Nederland in hoofdzaak gebruikte infiltratiesysteem, de zinkputten, verschilt sterk. Door het ontbreken van normen ten aanzien van bouwvoorschriften van overheidswege betekent dit in de praktijk dat de plaatselijke aannemer de uitvoeringsvorm bepaalt of soms wordt gegrepen naar 'doe-het-zelf'-oplossingen.
- * Op grond van de meeste provinciale verordeningen bescherming bodem en grondwater is het infiltreren van huishoudelijk afvalwater via septic tanks en/of zinkputten zonder meer toegestaan, indien aansluiting op de riolering redelijkerwijze onmogelijk is.
In een aantal provincies is op grond van de verordeningen bescherming waterwingebieden het infiltreren van huishoudelijk afvalwater van individuele huishoudens binnen het beschermingsgebied verboden. Ontheffing hiervan kan worden gegeven door B&W van de betrokken gemeente, waarbij zonodig nadere voorwaarden worden gesteld.
- * Op het functioneren van het infiltreren via septic tanks en/of zinkputten is van overheidswege geen enkele controle. Onderhoud en beheer van septic tanks en/of zinkputten geschiedt op verantwoordelijkheid van de eigenaar.
- * Het komt voor dat in het buitengebied infiltratie plaatsvindt louter en alleen om aan de invloedssfeer van de waterkwaliteitsbeheerder te ontkomen en zodoende geen zuiveringslasten verschuldigd te zijn.

6.3.2. Recreatieterreinen.

Zoals reeds vermeld is het overheidsbeleid (provincies, oppervlaktewaterkwaliteitsbeheersinstanties en gemeenten) gericht op het zoveel mogelijk aansluiten van recreatieterreinen op riolering en/of persleidingen naar rioolwaterzuiveringsinstallaties. Dit beleid is gebaseerd op slechte ervaringen die in Nederland zijn opgedaan bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater in kleine particuliere installaties.

In Nederland is echter nog nauwelijks onderzoek uitgevoerd en ervaring opgebouwd ten aanzien van kleine zuiveringsinstallaties met lozing op oppervlaktewater c.q. infiltratie in de bodem.

De huidige organisatie en het gevoerde overheidsbeleid ten aanzien van behandelingssystemen met infiltratie van het afvalwater van recreatieterreinen geeft het volgende beeld:

- * In vrijwel alle gevallen wordt voorafgaande aan de infiltratie een mechanische voorbehandeling toegepast. Slechts in enkele gevallen wordt oxydatief/biologisch voorgezuiverd.
- * Er wordt een grote variatie aan infiltratiesystemen toegepast (zie tabel 6.3., hoofdstuk 6.2.2.).
- * Van overheidswege zijn er geen wettelijk verplichte bouwvoorschriften voor de toegepaste voorbehandelings- en infiltratiesystemen.
- * Overheidscontrole op zuiveringsrendement en effluentkwaliteit bij nabehandeling met infiltratie vindt niet of nauwelijks plaats.
- * Het komt voor dat infiltratie plaatsvindt louter en alleen om aan de invloedssfeer van de waterkwaliteitsbeheerder te ontkomen; hetgeen nogal eens leidt tot het aanbrengen van 'doe-het-zelf'-infiltratiesystemen.
- * Het te plegen onderhoud geschiedt ook hier op verantwoordelijkheid van de eigenaar.
- * In sommige provincies is op grond van de verordening bescherming bodem en grondwater buiten waterwingebieden geen verbod op het infiltreren van afvalwater van recreatieterreinen, indien aansluiting op de riolering redelijkerwijs niet mogelijk is. In andere provincies bestaat wel een vergunningsplicht, hoewel hier geen stringente voorwaarden aan worden verbonden.
- * Binnen aangewezen beschermingsgebieden is het op grond van de verordening bescherming waterwingebieden in vrijwel alle provincies verboden kampeerterreinen te stichten of te hebben. Onthefing wordt zelden verleend. Wordt toch onthefing verleend, dan worden voorwaarden opgenomen ter bescherming van de openbare drinkwatervoorziening uit oogpunt van volksgezondheid.

6.4. SAMENSTELLING HUISHOUDELIJK AFVALWATER EN INFILTRAATKWALITEIT.

In Nederland is nagenoeg geen onderzoek verricht naar de samenstelling van huishoudelijk afvalwater, septic tank effluent en het bodemslib. In de Verenigde Staten en Canada is echter wel veel onderzoek verricht naar de samenstelling van het effluent en het bodemslib van septic tanks van met name de macro-parameters BZV, CZV, TSS, P en TKN (lit.94, 113, 13, 70, 114 en 111). Opvallend is het ontbreken van gegevens over microverontreinigingen en zware metalen in het influent en effluent. Een samenvatting van de samenstelling van huishoudelijk afvalwater, septic tank effluent en slib uit de buitenlandse literatuur (voornamelijk Verenigde Staten) is opgenomen in hoofdstuk 6 van Interim rapport 1.

De uitgangspunten voor de samenstelling van huishoudelijk afvalwater onder Nederlandse omstandigheden zijn:

- * hoofdelijk waterverbruik
in 1980 (lit. 84a) : 106 l/pers./dag
- * macroparameters (lit.71)
 - # BZV produktie : 54 gr/pers./dag
 - # bezinkbare stoffen : 40 gr/pers./dag
 - # fosfaat (P) : 4-5 gr/pers./dag
 - # stikstof (N) : 10 gr/pers./dag
 - # coliformen : 10^3 - 10^4 pers./dag
- * Er wordt verondersteld dat geen regenwater van daken of erfverhardingen in het huishoudelijk afvalwater aanwezig is d.w.z. alleen droogweerafvoer wordt geloosd.
- * Voor een schatting van de in huishoudelijk afvalwater aanwezige organische microverontreinigingen, zware metalen en detergenten is gebruik gemaakt van een recent RIZA-onderzoek (lit.106). In dit onderzoek werd het vuilwaterriool (droogweerafvoer) van de woonwijk Dukenburg in de gemeente Nijmegen onderzocht met nagenoeg alleen afvoer van huishoudelijk afvalwater. De karakteristiek van het gescheiden stelsel in de wijk Dukenburg te Nijmegen is opgenomen in bijlage 6.1. Ofschoon in bovengenoemd RIZA-onderzoek slechts één vuilwaterriool met hoofdzakelijk huishoudelijk afvalwater is bemonsterd en de resultaten zodoende niet representatief zijn voor geheel Nederland, hebben deze meetresultaten toch een belangrijke indicatieve waarde (zie tabel 6.4.).

Het relatief hoge gehalte aan minerale olie (56 mg/l) kan in verband worden gebracht met de karakteristiek van het stelsel (3 benzinstations zijn aangesloten). De Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater schat het gehalte aan minerale olie in huishoudelijk afvalwater op ongeveer 10 mg/l.

- * De te verwachten zuiveringsrendementen onder Nederlandse omstandigheden voor goed gedimensioneerde en goed onderhouden septic tanks zijn:

BZV	30 - 40%
CZV	30%
Bezinkbare stoffen	60%
P	10%
N	38%
Coliformen	95%

Voor organische microverontreinigingen, zware metalen en detergenten is te weinig bekend omtrent de zuiverende werking in septic tanks.

Uit bovenstaande gegevens zijn voor de macroparameters, organische microverontreinigingen, zware metalen en detergenten de in tabel 6.4. gegeven gehalten in het huishoudelijk afvalwater ingeschat. Voor de macroparameters is ook de effluentconcentratie van septic tanks berekend. Deze berekende effluentconcentratie kan bij voorzuivering middels een septic tank gelijk worden gesteld aan de infiltraatkwaliteit.

Wat betreft verschillende afzonderlijke elementen of groepen van elementen kunnen nog de volgende opmerkingen worden gemaakt:

- * de stikstof in het ruwe effluent zou voor 25% uit organische N-bestanddelen bestaan en voor 75% uit anorganisch ammonium (lit.81).
- * huishoudelijk afvalwater zou voor 99,9% uit vloeistof en voor 0,1% uit vaste stof bestaan. Ongeveer 2/3 deel van deze stoffractie is van organische samenstelling (lit.97).
- * zouden detergenten zoals CMOS en NTA als fosfaatvervangende middelen worden gebruikt, dan is de geschatte influentconcentratie voor beide stoffen 54 mg/l. De geschatte effluentconcentratie voor NTA is 22 mg/l.

Tabel 6.4. Gemiddelde samenstelling huishoudelijk afvalwater en effluentconcentratie septic tank (= infiltraatkwaliteit).

Gemiddelde samenstelling huishoudelijk afvalwater			Gemiddelde effluent-concentratie septic tank	Zilverlijstconcentratie
BZV	510	mg/l	BZV 305-360	mg/l 30%-40%
Bezinkbare stoffen	380	mg/l	Bezinkbare stoffen	152 mg/l 60%
P	38-47	mg/l	P	34-42 mg/l 10%
N	94	mg/l	N	50 mg/l 38%
Coliformen	10 ⁷	/100 ml	Coliformen	5.10 ⁵ /100 ml 95%
<u>Organochloor insecticiden</u>				
* lindaan	0,4	µg/l		
<u>Verwante verbindingen</u>				
* PCB (arachlor 1260)	0,5	µg/l		
<u>Chloorhoudende oplosmiddelen</u>				
* dichloormethaan	7,4	µg/l		
* trichloormethaan	4,5	µg/l		
* trichlooretheen TCE	5,9	µg/l		
<u>Polycyclische aromaten</u>				
* totaal PCA	0,17	µg/l		
<u>Minerale olie</u>				
	≤ 6	mg/l		
<u>Zware metalen</u>				
* cadmium	1,7	µg/l		
* kwik	1,3	µg/l		
* zilver	5,7	µg/l		
* chroom	13,1	µg/l		
* nikkel	14,1	µg/l		
* lood	14,6	µg/l		
* antimoon	n.g.	g/l		
* selenium	n.g.	g/l		
* ijzer	732	µg/l		
* mangaan	n.g.	g/l		
* koper	48,1	µg/l		
* zink	177,5	µg/l		
* aluminium	618	µg/l		
<u>Detergenten</u>				
* anionactieve detergenten	0,5	mg/l		
* niet-ionogene detergenten	0,36	mg/l		

Kwalitatief geïdentificeerde verbindingen in het vuilwaterloot te Dukenburg in Nijmegen: heptaan, dimethylbenzeen, terpeen, indool, dodecaanzuur, tetradecaanzuur, dichloorbenzeen, cresol, decaan, cyclohexaan en -terpineol.

7.

PROBLEEMANALYSE.

Het tot nu toe gevoerde beleid ten aanzien van afvalwaterlozingen is voornamelijk gericht geweest op de sanering van grotere lozingsbronnen (woonkernen groter dan enkele honderden i.e.'s, grotere bedrijven) met in de meeste gevallen inzameling en transport naar een centrale rioolwaterzuiveringsinstallatie. Nu deze sanering steeds verder vordert komt de problematiek van de kleine verspreide lozingen meer in het gezichtsveld.

De omvang van het probleem blijkt uit een door Eikelboom (lit.37) opgenomen overzicht van verspreide lozingen in Nederland afkomstig uit de in 1977 verschenen nota van de interdepartementale Commissie Rioleringen. Uit dit overzicht blijkt dat in 1977 13% van de individuele huishoudens (540.000 woningen) niet zijn aangesloten op een gemeentelijk rioolstelsel. Volgens de gemeentelijke rioleringsplannen van 1974 zouden nog 215.000 woningen (5% van de woningvoorraad) worden aangesloten.

Volgens de huidige plannen van de gemeenten zal het afvalwater van ruim 300.000 woningen (8% van de woningvoorraad) niet worden aangesloten op de gemeentelijke riolering. Het totaal aantal kleine verspreide lozingspunten van individuele huishoudens inclusief recreatieterreinen, vakantiewoningen e.d. werd in 1979 door Eikelboom geschat op 400.000-600.000.

In de onderhavige studie (hoofdstuk 6) is in de gebieden waar infiltratie mogelijk of plaatselijk mogelijk wordt geacht (afgezien van de gevoeligheid van de betreffende gebieden), het aantal verspreide woningen waarvan het afvalwater wordt geïnfiltreerd in de bodem in 1979 geraamd op ruim 100.000. Voor de verblijfsrecreatieterreinen blijkt dat in de beschouwde gebieden in 1978 ca. 50% het afvalwater infiltreert in de bodem. Naar schatting wordt in de beschouwde gebieden door individuele huishoudens en recreatieterreinen gezamenlijk ca. 450.000 i.e. geïnfiltreerd in de bodem (hoofdstuk 6).

Bij het zoeken van oplossingen voor het afvalwater van verspreide bebouwing bestaan in principe twee oplossingen. De ene mogelijkheid is inzameling en transport naar een centrale rioolwaterzuiveringsinstallatie. De andere mogelijkheid is behandeling aan de bron met lozing op oppervlaktewater of infiltratie in de bodem.

Met de eerste oplossing kunnen hoge kosten gemoeid zijn. In de provincie Gelderland is in 1979 berekend dat voor onrendabele woonhuisaansluitingen alleen de aansluitkosten al fl. 23.000,-- bedragen (lit. 43a).

De andere mogelijkheid bij kleine verspreide lozingen is individuele behandeling van de bron met infiltratie in de bodem of lozing op oppervlaktewater.

Ten aanzien van de Nederlandse situatie met betrekking tot infiltratie van huishoudelijk afvalwater van verspreide lozingen is in hoofdstuk 6 gebleken dat:

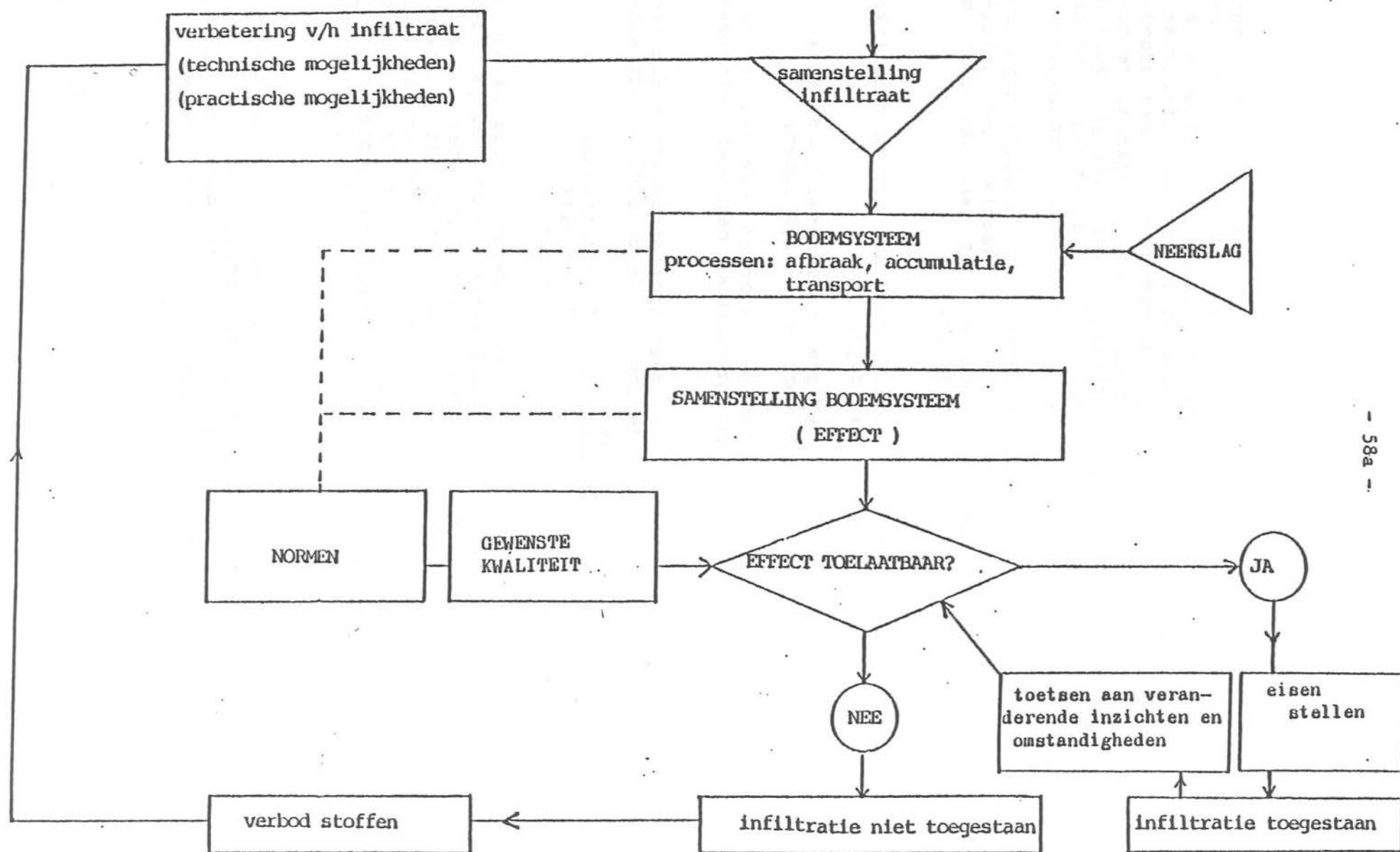
- * in niet gerioleerde gebieden de behandeling veelal bestaat uit mechanische voorbehandeling (zinkput of septic tank) en de zinkput het meest toegepaste infiltratiesysteem is;
- * gericht onderzoek naar deze wijze van afvalwater verwerking nauwelijks is verricht;
- * technische bouwvoorschriften voor infiltratiesystemen van overheidswege ontbreken;
- * met uitzondering van beperkingen ten aanzien van activiteiten in beschermingszones van waterwingebieden infiltratie van huishoudelijk afvalwater is toegestaan;
- * nog onvoldoende gegevens voorhanden zijn met betrekking tot het voorkomen van milieutoxische stoffen in huishoudelijk afvalwater.

Aan de hand van de huidige stand van kennis zullen ter verbetering van de Nederlandse situatie met betrekking tot infiltratie technische infiltratie voorschriften en milieuhygiënische richtlijnen moeten worden ontwikkeld.

Bij het ontwikkelen van milieuhygiënische richtlijnen speelt vooral de vraag, welke mate van verontreiniging van het bodemsysteem toelaatbaar wordt geacht bij de infiltratie van huishoudelijk afvalwater. Hierbij komen drie deelaspecten naar voren:

- A. Waar bestaat het infiltraat uit?
(huishoudelijk afvalwater, effluent uit septic tank);
- B. Welke processen spelen zich in de bodem af en wat is het effect op het bodemsysteem?
Dit effect kan gesplitst worden in effect op de bodem zelf en effect op het grondwater;
- C. Is het effect toelaatbaar?
- Zo niet, wat zijn de alternatieven?

In figuur 7.1. zijn deze deelaspecten en hun onderlinge verbanden weergegeven.



FIGUUR 7.1 OVERZICHT VAN DE DEELASPECTEN EN HUN ONDERLINGE VERBAND

Afhankelijk van de gewenste kwaliteit van het grondwater en de bodem gebaseerd op de functie van de bodem en het grondwater kunnen c.q. moeten eisen gesteld worden aan de kwaliteit van het infiltraat. Bij toetsing van de toelaatbaarheid van een afzonderlijke lozing of een groep van lozingen in de bodem kan dan worden nagegaan of de lozingen zullen leiden tot een benadering of overschrijding van de gewenste kwaliteit van de bodem en het grondwater.

Vanuit de Amerikaanse literatuur (lit.110) zijn enkele algemene criteria bekend waaraan het infiltraat zou moeten voldoen wil het geschikt zijn om in de bodem te worden geloosd.

Deze zijn:

- A. Organische stof moet biologisch tot op redelijke hoogte afbreekbaar zijn;
- B. Het infiltraat mag geen concentraties bevatten die toxisch zijn voor micro-organismen;
- C. Het infiltraat mag géén stoffen bevatten die de kwaliteit van het grondwater negatief beïnvloeden;
- D. Het infiltraat mag géén stoffen bevatten die een negatieve verandering van de bodemstructuur kunnen veroorzaken.
Dit met betrekking tot: * infiltratie;
* percolatie;
* aeratie.

Het zal duidelijk zijn dat algemene criteria nader zullen moeten worden uitgewerkt voornamelijk naar de functie van de bodem en het grondwater. Zo zullen voor kwetsbare gebieden, bijvoorbeeld intrekgebieden van grondwaterwinningen en natuurgebieden, stringenter eisen gesteld moeten worden dan voor niet-kwetsbare of minder kwetsbare gebieden. Bij een nadere uitwerking hiervan kan men onderscheid maken in:

- het gehele land;
- intrekgebieden van grondwaterwinningen en van water dat in natuurgebieden terechtkomt;
- beschermingsgebieden zoals die door de C.B.W. zijn voorgesteld (zie 5.2.1.), die kleiner van omvang zijn dan het intrekgebied en natuurgebieden.

Voor waterwingebieden bestaan in Nederland provinciale verordeningen die in enigerlei vorm verbonden zijn met het kwalitatief grondwaterbeheer c.q. het bodembeheer.

In de praktijk heeft dit geleid tot de instelling van beschermingszones. Verder zijn er onderzoeken gaande met betrekking tot de toelaatbaarheid van bestrijdingsmiddelen in de beschermingsgebieden (zie hoofdstuk 4).

Aan de hand van deze adviezen en onderzoeken is het wellicht mogelijk aan te geven welke stoffen in deze gebieden persé niet in het infiltraat mogen voorkomen. Van belang verder hiervoor zijn de stoffen die voorkomen op de zogenaamde lijst I en II uitgegeven door de EG (grondwaterrichtlijn EG; Publicatieblad der EG m. L 20/43 d.d. 26/1-80, zie bijlage 7.1.).

Om te komen tot een gerichte aanpak van de problematiek met betrekking tot infiltratie van huishoudelijk afvalwater worden in hoofdstuk 8 de technische mogelijkheden aangegeven om de Nederlandse situatie te verbeteren zowel wat betreft technische voorschriften voor infiltratiesystemen als verbetering van de kwaliteit van het infiltraat.

In hoofdstuk 9 wordt op basis van de huidige stand van kennis de gevoeligheid van de bodem c.q. het grondwater voor verontreinigende stoffen en de toelaatbaarheid van stoffen in de bodem c.q. het grondwater geëvalueerd. Hieraan gekoppeld wordt de systeemkeuze ontwikkeld als resultante van toelaatbaar effect in bodem- en grondwater en technisch haalbare infiltraatkwaliteiten.

8. TECHNISCHE MOGELIJKHEDEN TER VERBETERING VAN DE INFILTRATIE.

Wanneer voldaan wordt aan de technische en algemene milieuhygiënische eisen ten aanzien van de geschiktheid van de bodem voor infiltratie van huishoudelijk afvalwater (zie hoofdstuk 5) dan kunnen bij de technische mogelijkheden ter verbetering van de huidige situatie de volgende aspecten worden onderscheiden:

- * de voorbehandeling kan verbeterd worden, waardoor verbetering van de infiltraatkwaliteit kan optreden. Dit impliceert een technisch aspect, namelijk het voorkomen van verstopping en milieuhygiënische aspecten, te weten een verdergaande zuivering bij toepassing van een zuiveringssysteem;
- * de werking van het infiltratiesysteem zelf kan verbeterd worden met betrekking tot ontwerp, dimensionering en bedrijfsvoering. Dit heeft zowel technische als milieuhygiënische implicaties.

8.1. VERBETERING VAN DE INFILTRAATKWALITEIT DOOR VOORBEHANDELING.

8.1.1. Voorkomen van verstopping.

Samenvattend kan hierover worden geconcludeerd dat voorbehandeling in een ruime gedimensioneerde septic tank een noodzakelijk technisch hulpmiddel is bij de infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem. Hiermee kan vroegtijdige verstopping van het infiltratiesysteem worden voorkomen.

Voor dimensionering van de septic tank wordt verwezen naar de studie 'Behandelingssystemen en oppervlaktewaterverontreiniging' van Witteveen en Bos.

8.1.2. Toepassing van zuiveringssystemen.

In deze paragraaf worden enkele scenario's aangegeven waarmee het technisch mogelijk is de kwaliteit van het infiltraat van huishoudelijk afvalwater te verbeteren. Hiertoe is aan de hand van enkele voorbeelden van voorbehandelingssystemen (zuiveringssystemen) aangegeven welke zuiveringspercentages voor verschillende groepen verontreinigende stoffen kunnen worden bereikt. Door het ontbreken van voldoende gegevens is het slechts mogelijk een orde van grootte af te leiden uit de literatuur.

Als voorbeeld zijn in tabel 8.1. opgenomen de zinkput, de septic tank en voorbezinktank + dompelschijfinstallatie. Ook wordt rekening gehouden met de mogelijkheid van rioleren of opvang met afvoer per as.

Bij de geschatte zuiveringsrendementen wordt verondersteld dat onderhoud en beheer op de juiste wijze wordt uitgevoerd.

Tabel 8.1. Enkele (voor)behandelingssystemen met uit de literatuur geschatte zuiveringsrendementen.

Zuiveringssysteem	Zuiveringsrendement in %; groepen verontreinigende stoffen								
	BOD	SS	Totaal N	P	sporeele- menten + zware metalen	org.micro- verontrei- ning	anionen	virus- sen	colifor- me bacte- riën
1) Zinkput	< 30	< 60	< 38	< 10	< 20-80 ⁵⁾	niet bekend; % neemt wel toe van zinkput,	gering	?	< 95
2) Septic tank	30-40	60	38	10	< 20-80 ⁵⁾	septic tank naar septic tank + dom- pelschijf	gering	?	95 ²⁾
Voorbezinktank + dompel schijf c.q. vergelijkbaar oxydatief biologisch systeem	> 90	90 ⁴⁾	40-60 ⁴⁾	20-40 ⁴⁾	+20-80 ⁵⁾		gering	?	> 95 ⁴⁾
Opvang met afvoer per as of rioleren	geen infiltratie; het afvalwater wordt afgevoerd naar een zuiveringsinstallatie buiten het betreffende gebied.								

1) Zuiveringspercentage van enkel zinkput is lager ingeschat dan septic tank o.a. in verband met onvolledige bezinking in zinkput.

2) Inschatting huidige Nederlandse situatie aan de hand van literatuur 71, en Amerikaanse literatuur o.a. 94 en 113.

4) Ingeschat op basis van literatuur 143.

5) Ingeschat op basis van literatuur 106; zuiveringspercentage is sterk afhankelijk van wel of niet opgelost zijn in afvalwater en varieert per element (20% van Ni tot 80% voor Pb).

Uit tabel 8.1. blijkt duidelijk dat in het bijzonder voor groepen stoffen die de kwaliteit van de bodem en grondwater sterk negatief kunnen beïnvloeden, zoals organische micro-verontreinigingen en zware metalen, meer gespecificeerde gegevens nodig zullen zijn.

8.2. VERBETERING VAN DE WERKING VAN INFILTRATIESYSTEMEN.

8.2.1. Dimensionering.

In hoofdstuk 3 wordt een beschrijving gegeven van de bestaande Amerikaanse en Duitse voorschriften met betrekking tot afmetingen van infiltratiesystemen. Vooral het benodigd infiltratieoppervlak is een belangrijke dimensioneringsgrootte.

De Amerikaanse normen zijn gebaseerd op een waterverbruik van ongeveer 200 l/i.e./dag, met een maximum van 250 l/i.e./dag. Op dit maximum wordt gediimensioneerd. Bovendien wordt uitgegaan van de aanwezigheid van een vuilvermaler en een automatische wasmachine. Vermeld wordt dat de aanwezigheid van een vuilvermaler het benodigd infiltratieoppervlak met 20% doet toenemen (lit.119).

De Duitse normen zijn gebaseerd op een waterverbruik van 100 l/i.e./dag. Worden de Amerikaanse normen omgerekend voor een situatie zonder een vuilvermaler en bij een waterverbruik van 150 l/i.e./dag, dan is het vereiste infiltratieoppervlak zoals vermeld in tabel 8.2.

In de laatste kolom staat de hierbij horende belasting vermeld.

Tabel.8.2. Vereist infiltratieoppervlak bij een waterverbruik van 150 l/i.e./dag, met een automatische wasmachine, zonder een vuilvermaler.

Doorlatendheid (m/etm)	Vereist infiltratie- oppervlak (m ² /i.e.)	belasting (m/etm)
36	3,4	0,044
18	4,3	0,035
12	4,8	0,031
9	5,8	0,026
7,2	6,2	0,024
3,6	8,2	0,018
2,4	9,1	0,016
1,2	11,5	0,013
0,8	13,4	0,011
0,6	14,9	0,010

Vergelijking van het aangepaste benodigde infiltratieoppervlak met de Duitse normen laat een redelijke overeenkomst zien. De belastingen blijken ruim beneden de volgens Amerikaanse inzichten maximaal toelaatbare waarden te liggen (lit.57, 119, 61, Interim rapport 1). Volgens lit. 57 varieert de maximale belasting septic tank effluent van 1 cm/etm voor een bodem met een doorlatendheid van 0,1 m/etm tot 12 cm/etm voor een bodem met een doorlatendheid van 43 m/etm. Dit is een samenvatting van verschillende onderzoeken uit de literatuur naar lange-termijn belastingen. Samenvattend zouden voor Nederlandse omstandigheden de in tabel 8.3. vermelde waarden aangenomen kunnen worden.

Tabel 8.3.: Technische normen die zouden kunnen gelden onder Nederlandse omstandigheden.

Doorlatendheid (m/etm)	Vereist infiltratie oppervlak (m ² /i.e.)	Maximale belasting (cm/etm)
10	5	3
2 - 10	8	2
0,5 - 2	12	1

Hierbij moet vermeld worden dat de hantering van 3 cm/etm bij een doorlatendheid van 10 m/etm of groter aan de lage kant is. Waarschijnlijk kunnen belastingen tot 8 a 10 cm/etm worden toegepast, waarbij het benodigd infiltratieoppervlak kan vermindere tot ca. 1,5 m²/i.e.

Volgens lit.57 functioneert een infiltratiesysteem vrijwel zeker bij toepassing van bovengenoemde lange-termijn belastingen als voldoende drukhoogte aanwezig is om de vloeistof door de zone met beperkte doorlatendheid te laten passeren. Deze bedraagt ongeveer 30 cm op het contactvlak systeembodem. Is deze drukhoogte groter, zoals in zinkputten gauw het geval zal zijn omdat het beschikbare infiltratieoppervlak kleiner is, dan kan de langetermijn belasting groter worden. Gebleken is (lit.57) dat bij een toename van de drukhoogte van enkele decimeters tot enkele tientallen decimeters de lange-termijn belasting kan verdubbelen.

Bij de Amerikaanse normen wordt geen onderscheid gemaakt naar soort infiltratiesystemen: de vereiste infiltratieoppervlaktes gelden voor zinkputten (infiltratieoppervlak bestaat uit de zijwanden van de put beneden de inlaat, waarbij lagen met een doorlaatfactor kleiner dan 1 m/etm niet meegerekend worden), infiltratiekanalen (infiltratieoppervlak is het bodemoppervlak van de kanalen) en infiltratiebedden (infiltratieoppervlak is het totale bedoppervlak).

Als voor zinkputten afzonderlijk technische normen aangehouden worden, kunnen deze zoals vermeld in tabel 8.4 zijn:

Tabel.8.4.: Technische normen die zouden kunnen gelden voor zinkputten.

Doorlatendheid (m/etm)	Vereist infiltratie- oppervlak (m ² /i.e.)	Maximale belasting (cm/etm)
10	2,5	6
1 - 10	4	4

Hierbij moet in het oog gehouden worden dat het om technische normen gaat; afgewogen moet worden of de vergrote belasting per oppervlakte-eenheid bij zinkputten, en daardoor een grotere kans op ongewenste effecten zoals verontreiniging van het grondwater, opweegt tegen de ruimtewinst.

Doorlatendheden van 2 - 10 m/etm komen het meest voor in het Nederlandse zandgebied. Het vereiste infiltratieoppervlak is dan 8 m²/i.e. en de langetermijn belasting 2 cm/etm (zie ook Interim rapport 1).

Als voorbeeld worden hier dimensioneringsgrondslagen gegeven voor een tweetal infiltratiesystemen: infiltratiekanalen en zinkputten, die toegepast kunnen worden in het Nederlandse zandgebied. De gegevens hebben betrekking op systemen voor 4 i.e. en 50 i.e.

8.2.1.1. Infiltratiekanalen.

Uitgangspunt:

* filterbuis	diameter	100 mm
(algemeen geldend)	legdiepte	60 cm
	helling	1 : 500
	max.lengte	30 m
	bodembreedte	0,5 m
	infiltratiekanaal	
	onderlinge afstand	2 m
	filterbuizen	

* onder Nederlandse omstandigheden in zandgebieden geldt 8 m² infiltratieoppervlak per i.e.; bij de gehanteerde infiltratiekanaalbreedte van 0,5 m is dan 16 m filterbuis benodigd per i.e.

* belasting 2 cm/etm

* infiltratiekanalensysteem voor 4 i.e. benodigd:
4 kanalen van 16 m lengte
totaal grondoppervlak 128 m²

* infiltratiekanalensysteem voor 50 i.e. benodigd:
27 kanalen van 30 m lengte
totaal grondoppervlak 1620 m²

8.2.1.2. Zinkputten.

Uitgangspunt:

* geprefabriceerde	diameter	1,25 m of
betonringen met		2,25 m
openingen	hoogte	1 m
	legdiepte	1,2 m

* onder Nederlandse omstandigheden in zandgebieden geldt 4 m² zinkputwandoppervlak per i.e.

* belasting 4 cm/etmaal

* infiltratiesysteem met zinkputten voor 4 i.e. benodigd:
4 zinkputten met Ø 1,25 m
en hoogte 1 m
totaal grondoppervlak 105 m²

* infiltratiesysteem met zinkputten voor 50 i.e. benodigd:
29 zinkputten met Ø 2,25 m
en hoogte 1 m
totaal grondoppervlak 1130 m²

Voor een uitgebreide beschrijving van de kosten van de combinatie septic tank - infiltratiekanalen, voor verschillende installatiecapaciteiten wordt verwezen naar Witteveen en Bos deelrapport III. Alhoewel in de kostenstudie van Witteveen en Bos de combinatie septic tank - zinkputten niet is opgenomen kan bij een gelijke opzet van kostenanalyse worden aangenomen dat deze kosten ongeveer op hetzelfde niveau liggen.

8.2.2. Bedrijfsvoering en onderhoud.

Het is duidelijk dat septic tank infiltratiesystemen alleen dan aan hun doel zullen beantwoorden, indien een goed beheer en onderhoud wordt gepleegd. Ten aanzien van het noodzakelijke beheer en onderhoud wordt verwezen naar tabel 3.1., hoofdstuk 3.

8.2.3. Levensduur.

Op basis van de huidige stand van kennis ten aanzien van de levensduur van infiltratiesystemen en de hieronder vermelde randvoorwaarden wordt verwacht dat zowel de combinatie septic tank - zinkput als septic tank - infiltratiekanalen zonder noemenswaardige problemen 8-10 jaar kunnen functioneren.

Deze randvoorwaarden zijn:

- * een juist ontwerp en dimensionering;
- * voorzuivering huishoudelijk afvalwater in ruime septic tank;
- * goed onderhoud en beheer;
- * de bodem moet technisch gezien geschikt zijn voor infiltratie van huishoudelijk afvalwater.

Daarnaast kan nog worden opgemerkt dat de levensduur kan worden verlengd door bij installatie van meerdere parallel systemen het bed of kanaal intermitterend te belasten, hetgeen bijvoorbeeld met een verdeelsysteem te verwezenlijken is. Hetzelfde kan het geval zijn bij een verdergaande voorzuivering.

8.2.4. Alternatief.

Daar waar te ondiepe grondwaterstanden voorkomen is een mogelijk alternatief het gebruik van een opgehoogd infiltratiebed. Hierdoor kan in deze gebieden het technisch functioneren van het infiltratiesysteem verbeteren doordat de mogelijke waterafvoer vergroot wordt.

Daarnaast zal door de langere verblijftijd in de onverzadigde zone de kans op afbraak van afvalstoffen groter worden. In hoofdstuk 5 staat beschreven waar dit alternatief toegepast zou kunnen worden en in hoofdstuk 3 is een beschrijving van dit systeem gegeven.

8.3. KOSTEN.

Voor een uitgebreide studie naar de kostenfactoren van zuiverings- en infiltratiesystemen wordt verwezen naar deelrapport III van Witteveen en Bos: Kostenstudie voor geselecteerde zuiveringssystemen voor kleine hoeveelheden huishoudelijk afvalwater.

Met betrekking tot infiltratie van huishoudelijk afvalwater kan worden geconcludeerd dat bij verbetering van de voorzuivering bijvoorbeeld vervanging van de septic tank door een oxydatief-biologisch systeem de kosten van afvalwaterbehandeling met infiltratie in de bodem aanzienlijk zullen stijgen.

9. EVALUATIE.

Op basis van de huidige stand van kennis ten aanzien van bodem- en grondwaterverontreiniging zal de gevoeligheid van bodem en grondwater voor verontreiniging en de toelaatbaarheid van stoffen worden geëvalueerd. Ter verbetering van de huidige situatie met betrekking tot infiltratie van huishoudelijk afvalwater zullen als resultante van de gevoeligheid, toelaatbaar effect en verbetering van de infiltratiekwaliteit conclusies worden getrokken ten aanzien van toe te passen systemen in relatie met infiltratie in de bodem.

9.1. GEVOELIGHEID VAN HET BODEMSYSTEEM IN RELATIE MET DE GRONDWATERKWALITEIT EN DE TOELAATBAARHEID VAN STOFFEN IN HET BODEMSYSTEEM.

Met het oog op de grondwaterkwaliteit in kwetsbare gebieden is het mogelijk dat de toelaatbaarheid van stoffen in het bodemsysteem anders wordt dan in minder gevoelige gebieden. Dit zou in het eerste geval kunnen leiden tot:

- * een stringenter stoffenbeleid;
- * vergaande voorbehandeling van het infiltraat;
- * eventueel een verbod van lozingen in de bodem

De toelaatbaarheid van de bepaalde stoffen in de bodem is afhankelijk van:

- a. Aard van de stoffen;
- b. Concentratie in het waarnemingspunt c.q. uittredpunt;
- c. Gebruik van bodem, grondwater en oppervlaktewater, en hiervan afgeleid de gevoeligheid van het systeem.

Het tijdstip waarop effecten van verontreinigingen merkbaar zijn in het punt van uittreden c.q. waarnemingspunt is afhankelijk van de afstand tussen infiltratiepunt en waarnemingspunt en tijdsafhankelijke bodemprocessen zoals afbraak, adsorptie en neerslaan. Wel moet bedacht worden dat met name de laatste twee processen een betere grondwaterkwaliteit kunnen bewerkstelligen die ten koste zal gaan van de kwaliteit van de bodem. Uitgaande van een gegeven afstand (welke overeenkomt met een bepaalde verblijftijd c.q. reistijd) en inzicht in de optredende bodemprocessen is het mogelijk de kans aan te geven dat een verontreinigende stof binnen een bepaalde termijn in het waarnemingspunt merkbaar is. In tabel 9.1. is deze kans globaal weergegeven voor verschillende componenten. Als afstand zijn de beschermingszones zoals die gelden voor waterwingebieden aangehouden. Als tijden zijn perioden van 10 jaar en langer dan 25 jaar aangehouden.

Afstand in reistijd van het water	1e zone (10 jaar)		2e zone (25 jaar)	Gevoeligheid- negatieve effecten	
Reistijd van de verontreiniging	10 jaar	>25 jaar	>25 jaar	Waterwingebieden	Natuurgebieden
Organische stof	0-1	0-1	0-1	0-1 smaak, reuk	
Detergenten	0	1-2	0-2	2-3 toxisch	2-3
Biociden Cl-C H _n m	0	1-2	0-2	3 toxisch, smaak, reuk	3
P-C H _n m	0	0	0	3 toxisch, smaak, reuk	3
Ureum	0-1	1-2	0-2	3 toxisch, smaak, reuk	3 toxisch
Rest	0	0	0	3 toxisch, smaak, reuk	3
Organo chloor	0	1-2	0-2	3 toxisch, smaak, reuk	3
Oplosmiddelen	0	1-2	0-2	3 toxisch, smaak, reuk	3
Poly cyclische aromaten	?	?	?	3 toxisch, smaak, reuk	3
Minerale olie	0	2	2	3 smaak, reuk, toxisch	3
Stikstof	3	3	3	0-1 gezondheid	
Fosfaat	0	1	1	0 (methemoglobinemia)	3 eutrofiëring
Zware metalen	0	1-2	1-2	3 toxisch	3 eutrofiëring
Kationen	1-2	1-2	1-2	3	3 toxisch
Anionen	3	3	3	0-1	
Bact.+virussen	0	0	0	3 gezondheid	
Cl ⁻	3	3	3	1	
kans dat component	groot	3		zeer gevoelig	3
waarnemingspunt	redelijk	2		gevoelig	2
bereikt:	gering	1		matig gevoelig	1
	zeer gering	0		zeer weinig gevoelig	0

noot: de getallen hebben een indicatieve waarde.

Tabel 9.1. Kans op optredende verontreiniging en de gevoeligheid voor die verontreiniging

Tevens is voor waterwin- en natuurgebieden getracht globaal de gevoeligheid aan te geven van de verschillende te onderscheiden parameters.

Uitgaande van de kans dat een bepaalde component in het grondwater binnen een bepaalde termijn het uit-tredepunt c.q. waarnemingspunt bereikt en van de uiteindelijke concentratie en van de gevoeligheid van het systeem voor de desbetreffende component kan op basis hiervan een uitspraak over de toelaatbaarheid worden gedaan. Een uitspraak op basis van de kwaliteit van de bodem zelf is nog vrijwel onmogelijk.

Met betrekking tot de gevoeligheid van het bodem/-grondwatersysteem voor bepaalde componenten (= wenselijkheid van het voorkomen en de mate waarin) zullen richtlijnen moeten worden opgesteld. De stoffen zouden in risicoklassen kunnen worden ondergebracht. Een eerste aanzet hiertoe is gegeven in de grondwaterrichtlijn van de EG (1980), welke een onderscheid heeft gemaakt naar zogenaamde lijst I en lijst II stoffen (zie bijlage 7.1.). In het algemeen zal gestreefd worden naar het nietlozen (= nullozing) van lijst I stoffen en het beperken van lozingen van stoffen die op lijst II voorkomen.

9.2.

SYSTEEMKEUZE.

Daar waar infiltratie op technische gronden mogelijk is spelen bij de systeemkeuze vele factoren een rol.

In principe zal de systeemkeuze van het voorbehandelings en infiltratiesysteem moeten worden bepaald door het toelaatbare effect op het bodemsysteem. Hieruit zou bijvoorbeeld ook de noodzaak van rioleren of opvang met afvoer per as kunnen volgen.

In de praktijk zal deze keuze afhankelijk zijn van o.a. de volgende variabelen:

- * de gebruiksfunctie van het bodemsysteem met daaraan gekoppeld de gevoeligheid en toelaatbaar effect;
- * beschikbaar oppervlak;
- * de mate van onderhoud en controle van het systeem;
- * kostenfactoren (investeringskosten en exploitatiekosten).

Uit deze studie is gebleken dat uit oogpunt van technisch functioneren het systeem, afgezien van de gevoeligheid van het bodemsysteem, minimaal moet bestaan uit mechanische voorbehandeling (septic tank) + infiltratiesysteem.

Wat betreft de keuze van het infiltratiesysteem zal onder Nederlandse omstandigheden de voorkeur worden gegeven aan het infiltratriekanalensysteem boven zinkputten en wel om de volgende redenen:

- * de vuillast per m² infiltratieoppervlak is bij het infiltratiekanalensysteem ongeveer 2 x zo klein als bij een zinkput, als gevolg van het ongeveer 2 maal grotere benodigde infiltratieoppervlak bij langdurige infiltratie;
- * de investeringskosten en exploitatiekosten van een infiltratiekanalensysteem en zinkputtensysteem liggen op hetzelfde kostenniveau;
- * zinkputten kunnen niet worden toegepast in gebieden met bodemdoorlatendheid kleiner dan 1,2 m/etmaal.

Een nadeel van infiltratiekanalensystemen ten opzichte van zinkputten is het grotere benodigde grondoppervlak (zie hoofdstuk 8.2.1. Dimensionering infiltratiesystemen).

Om na te gaan wat het effect zal zijn van een verdere voorzuivering dan een septic tank is in tabel 9.2. de kans op het optreden van verontreiniging in het waarnemingspunt van de belangrijkste groepen stoffen gekombineerd met het zuiveringspercentage van verontreinigende stoffen in de septic tank, voorbezinktank + dompelschijf (of qua zuiveringsrendement vergelijkbaar systeem) en het rioleren c.q. de opvang en afvoer per as.

Hoewel uit tabel 9.2. blijkt dat de zuiveringspercentages van verschillende componenten niet bekend of onvoldoende bekend zijn kunnen toch enkele voorlopige conclusies worden getrokken.

Vervanging van de septic tank door een voorbezinktank met dompelschijf (of vergelijkbaar systeem) levert een grote verbetering van de infiltraatkwaliteit voor BZV en een duidelijke verbetering voor N-totaal en P-totaal. De restvervuiling van N-totaal en P-totaal is echter nog aanzienlijk. Stelt men de BZV verontreiniging als normgevend dan blijkt uit tabel 9.2. dat de kans op verontreiniging van het grondwater met biodegradeerbare organische stof zeer gering tot gering is (0-1) als gevolg van afbraakprocessen in het bodemsysteem.

Een vergaande BOD verwijdering uit het infiltraat heeft slechts een gering effect ten aanzien van de vermindering van grondwater verontreiniging met makkelijk afbreekbare organische stoffen.

Tabel 2.2. Kans op verontreiniging in het waarnemingspunt en zuiveringspercentages enkele (voor) behandelingsystemen.

Afstand in reistijd van het water	1e zone (10 jr.)		2e zone (25 jr.)	septic tank zuiv. %	dompelschijf zuiv. %	opvang met afvoer per as c.q. riolering
Reistijd van de veront- reiniging	10 jr.	>25 jr.	>25 jr.			
Organische stof	0-1	0-1	0-1	30-40 (als BZV)	>90 (als BZV)	geen infiltratie; het afval- water wordt afgevoerd naar een zuiveringsinstallatie buiten het betreffende gebied.
Detergenten	0	1-2	0-2			
Biociden Cl-C _n H _m	0	1-2	0-2			
P-C _n H _m	0	0	0			
Ureum	0-1	1-2	0-2	onvoldoende bekend	onvoldoende bekend	
Rest	0	0	0			
Organochloor	0	1-2	0-2			
Oplosmiddelen	0	1-2	0-2			
Polycycl. arom.	?	?	?			
Minerale olie	0	2	2			
Stikstof	3	3	3	38	40-60	
Fosfaat	0	1	1	10	20-40	
Zware metalen	0	1-2	1-2	<20-80	20-80	
Kationen	1-2	1-2	1-2			
Anionen	3	3	3	gering	gering	
Bact. + virussen	0	0	0	<95	>95	
Cl ⁻	3	3	3	gering	gering	

Kans dat component
waarnemingspunt
bereikt:

groot	3
redelijk	2
gering	1
zeer gering	0

Uit praktische overwegingen zou men de conclusie kunnen trekken dat buiten infiltratiegevoelige gebieden vervanging van de septic tank door oxydatief/biologische zuivering de vuilbelasting van de bodem rond het infiltratieoppervlak weliswaar verlaagt, maar die van diepere bodemlagen en het grondwater slechts weinig, zodat de verbetering afgewogen dient te worden tegen de aanzienlijke meerkosten.

Een bijkomend positief effect bij vervanging van de septic tank door oxydatief-biologische voorzuivering is een langere technische levensduurverwachting van het infiltratiesysteem.

In infiltratiegevoelige gebieden (beschermingsgebieden, zoals die door de C.B.W. zijn voorgesteld rond bestaande en toekomstige grondwaterwinningen en natuurgebieden) zullen ter bescherming van deze specifieke gebruiksfuncties stringente eisen moeten worden gesteld zodat beïnvloeding door infiltratie van huishoudelijk afvalwater wordt voorkomen. In de praktijk betekent dit dat infiltratie in deze gebieden moet worden vermeden. Een oplossing hiervoor kan worden bereikt door opvang en afvoer per as of aansluiting op een riolering. Onderzoek zal verder moeten uitwijzen in hoeverre infiltratie van huishoudelijk afvalwater toelaatbaar is in het buiten het beschermingsgebied gelegen intrekgebied van grondwaterwinningen en intrekgebieden van water dat in natuurgebieden terechtkomt.

10. CONCLUSIES.

10.1. STAND VAN KENNIS; (INFILTRATIE)SYSTEMEN.

In Nederland is nauwelijks onderzoek gedaan naar de infiltratie van kleine lozingen van huishoudelijk afvalwater in de bodem. De beschreven huidige kennis van (infiltratie)systemen is vrijwel geheel gebaseerd op de buitenlandse literatuur (voornamelijk uit de VS). Het accent ligt vooral bij de technische aspecten. Infiltratie van huishoudelijk afvalwater bij individuele huishoudens vindt in het buitenland voornamelijk plaats met septic tank-infiltratiesystemen. De eisen ten aanzien van bodem- en grondwaterbescherming zijn nog maar ten dele ontwikkeld.

10.2. STAND VAN KENNIS; VERONTREINIGING VAN BODEM EN GRONDWATER.

Bij toediening van afvalstoffen aan het bodemsysteem zijn zowel de samenstelling van het grondwater als van de bodem, die daarvan het complement is, van belang. Vrijwel alle informatie behelst alleen de (niet toxische) organische verbindingen, nutriënten (N en P) en pathogene organismen. Het grootste gedeelte van de afbraak- en accumulatieprocessen speelt zich af rond het contactvlak van infiltratiebed en bodem, waar de microbiologische activiteit groot is. Hierbij is de mogelijkheid van zuurstoftoetreding van groot belang.

Na zekere tijd kan als gevolg van accumulatieprocessen verzadiging van de adsorptiecapaciteit van een bodemlaag worden verwacht waardoor na bepaalde tijd verontreinigende stoffen het grondwater kunnen bereiken. De termijn waarop dit gebeurt, is afhankelijk van de aard van de stof, de concentratie en hoeveelheid ervan en de aard van de bodemprocessen. Op korte termijn zijn in het grondwater de meeste anionen te verwachten en organische stoffen, die goed oplosbaar zijn in water en een kleine afbraaksnelheid hebben (bijvoorbeeld sommige ureum biociden). Op langere termijn zijn in het grondwater verontreinigingen mogelijk van (organische) fosfaten, zware metalen en persistente organische stoffen.

Bij het overzien van de huidige stand van kennis blijkt dat nog geen algemeen geldende rekenregels zijn te geven voor de grootte van de optredende effecten in het grondwater bij infiltratie van huishoudelijk afvalwater (zie hoofdstuk 4).

10.3. CLASSIFICATIE VAN NEDERLAND MET BETREKKING TOT INFILTRATIE.

Afgeleid is dat in circa 25% van het oppervlak van Nederland infiltratie van huishoudelijk afvalwater in principe mogelijk of plaatselijk mogelijk is. Het betreft met name de hoog gelegen zand- en lössgebieden in Drente, Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Zuid-Limburg en de duingebieden. Deze classificatie berust met name op technische grondslagen, zoals de mogelijkheid van voldoende waterafvoer door de bodem. Bij het opstellen van de criteria is rekening gehouden met het volgende:

- voldoende mogelijkheden voor degradatie van afbreekbare stoffen;
- voorkoming van verontreiniging van nabij oppervlaktewater.

Wil infiltratie op technische gronden globaal gezien mogelijk zijn dan moet voldaan worden aan de volgende voorwaarden:

- zandgebieden;
- wegzijgingsgebieden;
- ontbreken van ondiepe storende lagen (tot ca. 5 m-mv);
- afstand tot open water minimaal 30-50 m;
- gemiddelde hoogste grondwaterstand niet hoger dan 0,5 m-mv.

Bij een gemiddelde hoogste grondwaterstand, die ondieper is dan 1 m-mv kan de toepassing van een opgehoogd infiltratiebed overwogen worden. Dit zou met name mogelijkheden scheppen in het zuidelijk en oostelijk dekzandgebied.

In deze classificatie is niet verwerkt de natuurwetenschappelijke waarde of een andere gevoelige functie (waterwingebied) van het bodemsysteem in het betreffende gebied.

10.4. KWETSBARE GEBIEDEN.

Gebieden die technisch bezien het meest geschikt zijn voor infiltratie van huishoudelijk afvalwater in de bodem zijn echter vaak ook het meest kwetsbaar, omdat in dit type gebieden juist sprake is van een goede kwaliteit grondwater ten behoeve van de (drink)watervoorziening.

Met betrekking tot grondwaterwinning zijn door de Commissie Bescherming Waterwingebieden beschermingszones ingesteld:

- chemische beschermingszones van 10 en 25 jaar. Deze zijn niet gebaseerd op fundamenteel onderzoek naar mogelijke verontreiniging, maar op bedrijfstechnische gronden.
- bacteriologisch-chemische beschermingszone van ten minste 60 dagen. Deze is niet in overeenstemming met de in de literatuur gevonden levensduur van pathogene virussen en bacteriën (60 à 100 dagen tot maximaal 180 dagen).

Voor natuurgebieden zijn tot op dit moment nog geen bepalingen van kracht. Met name in kwelgebieden is de grondwaterkwaliteit essentieel voor de natuurbescherming.

Zowel voor natuur- als waterwingebieden dient voor elk geval afzonderlijk de waterbalans bekeken te worden in combinatie met de herkomst van het water, want een gebied is vrijwel nooit een afgesloten eenheid.

10.5. HUIDIGE INFILTRATIE IN DE BODEM VAN HUISHOUDELIJK AFVALWATER IN NEDERLAND.

Naar schatting wordt door individuele huishoudens en recreatieterreinen in de gebieden waar infiltratie in principe mogelijk of plaatselijk mogelijk is circa 450.000 i.e. geïnfiltreerd in de bodem. Hiervan is circa 20% afkomstig van recreatieterreinen. De overige 80% is afkomstig van ruim 100.000 woningen, wat 9% van het totaal bedraagt. De voor de individuele huishoudens berekende gemiddelde infiltratiedichtheid in de eerder genoemde gebieden bedraagt 0-80 i.e./km². Vooral de Veluwe heeft een hoge infiltratiedichtheid (plaatselijk tot 75 à 80 i.e./km²). Bij recreatieterreinen vindt de infiltratie in een meer geconcentreerde vorm plaats.

Het meest gebruikte infiltratiesysteem in Nederland is de zinkput. Infiltratiekanalsystemen en infiltratiebedden worden nagenoeg niet toegepast. Voorbehandeling vindt veelal plaats door een andere zinkput of een septic tank. Bouwvoorschriften en dimensioneringsgrondslagen voor infiltratiesystemen ontbreken. Onderzoekgegevens over het functioneren van infiltratiesystemen in Nederland zijn niet voorhanden.

Buiten waterwingebieden gelden geen beperkingen ten aanzien van de infiltratie van huishoudelijk afvalwater.

Kwaliteitseisen voor het infiltraat ontbreken. Door de overheid wordt geen controle uitgeoefend op de mogelijke gevolgen van de infiltratie voor de bodem- en grondwaterkwaliteit.

10.6.

VERBETERING VAN DE HUIDIGE NEDERLANDSE SITUATIE.

Verbeteringen ten aanzien van de infiltratie van huishoudelijk afvalwater kunnen worden aangebracht

- a. om verstopping van het infiltratiesysteem te voorkomen;
- b. om de kwaliteit van het infiltraat te verbeteren.

Wat betreft de verbetering van de techniek van infiltreren is een ruim gedimensioneerde septic tank een noodzakelijk technisch hulpmiddel om op lange termijn (8-10 jaar) zonder verstoppingsproblemen te kunnen infiltreren. Voor de infiltratie van septic tank effluent geldt onder gemiddelde Nederlandse omstandigheden een benodigd infiltratieoppervlak van $8 \text{ m}^2/\text{i.e.}$ De lange termijnbelasting is dan 2 cm/etmaal. Septic tank-infiltratiesystemen zullen alleen dan aan hun doel beantwoorden als een goed beheer en onderhoud gepleegd wordt.

Uit technisch en milieuhygienisch oogpunt bestaat een voorkeur voor infiltratiekanalensystemen en infiltratiebedden ten opzichte van zinkputten gezien de lagere belasting per oppervlakte eenheid. De kosten voor de verschillende infiltratiesystemen lopen onderling niet ver uiteen.

Wat betreft de verbetering van de kwaliteit van het infiltratiewater kan een oxydatief-biologisch zuiveringssysteem in plaats van een septic tank overwogen worden. Met name zal hiermee het zuiveringsrendement van de installatie ten aanzien van BOD sterk toenemen. Ten aanzien van de nutriënten (N- en P-verbindingen) wordt enige verbetering verwacht; de restvervuiling ervan is echter nog aanzienlijk. Aangezien biologisch afbreekbare stoffen echter ook in de bodem zelf met ca. 90% verwijderd kunnen worden, wordt verwacht dat de belasting van diepere bodemlagen en grondwater met biodegradeerbare stof slechts weinig zal verminderen. In dit licht bezien wegen de aanzienlijke meerkosten van een oxydatief-biologisch zuiveringssysteem dan ook niet op tegen het effect.

Een ander mogelijk voordeel is de langere levensduurverwachting van het infiltratiesysteem bij verbetering van de voorzuivering.

Ten aanzien van de aanwezigheid in huishoudelijk afvalwater van milieutoxische stoffen, die een sterk negatieve invloed hebben op de kwaliteit van het bodemsysteem, zijn onvoldoende gegevens voorhanden. Hetzelfde geldt voor de mate van verwijdering in een zuiveringssysteem, zoals septic tank of oxydatief biologische behandeling. De keuze van het voorbehandelingssysteem zal hiervan mede afhangen.

In infiltratiegevoelige gebieden wordt voorzuivering volgens de huidige gangbare zuiveringstechnieken (oxydatief-biologisch) nog onvoldoende en voor sommige componenten onvoldoende bekend geacht. Als alternatief zou in dit geval afvoer per as of rio-lering van het huishoudelijk afvalwater overwogen kunnen worden.

Het opstellen van normen voor de kwaliteit van bodem en grondwater, gebaseerd op de functie ervan, wordt noodzakelijk geacht om de toelaatbaarheid van infiltratie van huishoudelijk afvalwater te kunnen toetsen.

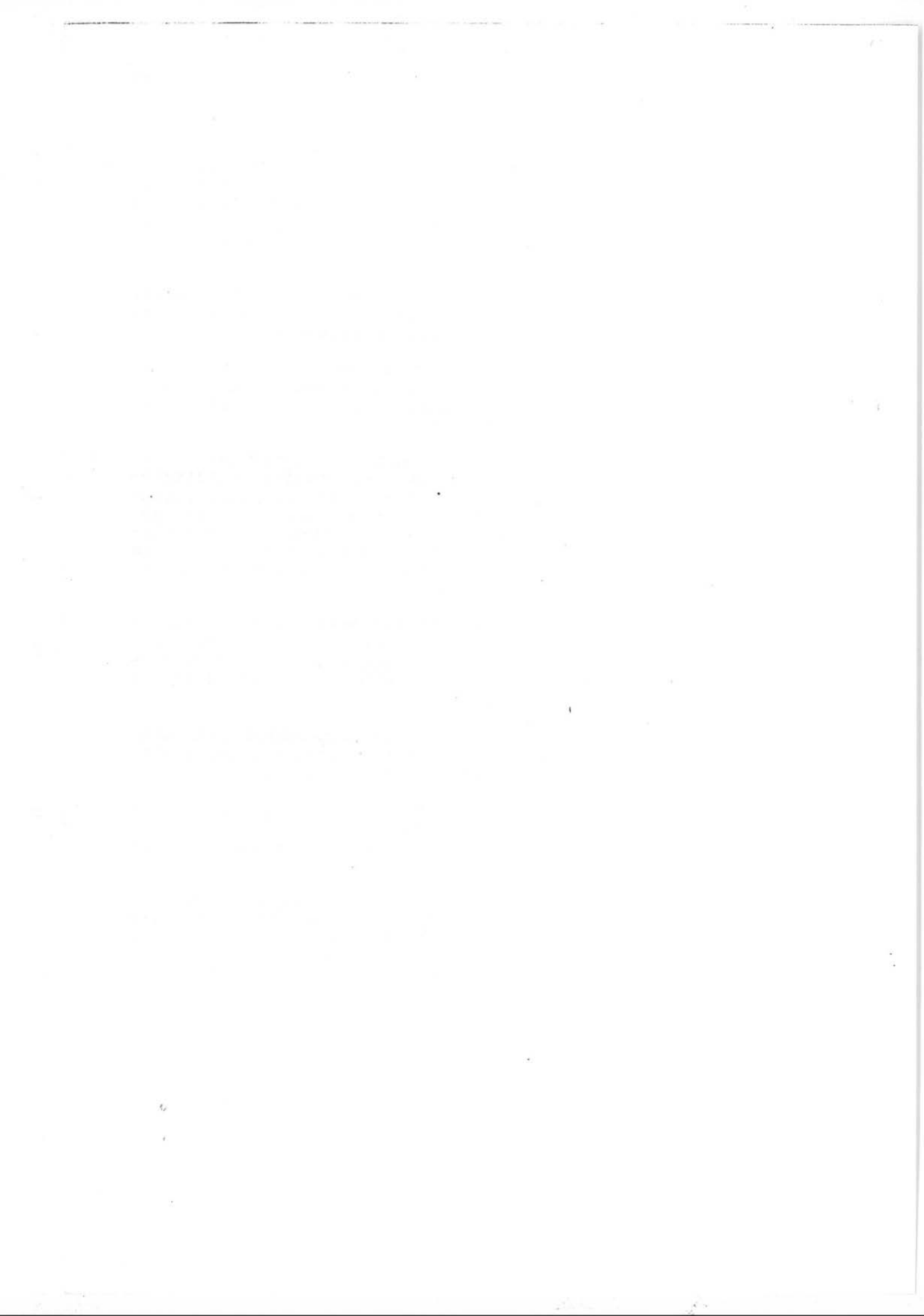
11.

AANBEVELINGEN VOOR VERDERE ACTIVITEITEN.

In deze studie naar individuele behandeling van huishoudelijk afvalwater en infiltratie in de bodem is gebleken dat op verschillende punten nog onvoldoende kennis aanwezig is. Om de geconstateerde leemten in kennis weg te nemen, worden de volgende activiteiten aanbevolen:

- * Ontwikkelen van kwaliteitsnormen en voor bodem- en grondwater gebaseerd op de functie van het bodemsysteem. Deze normen zijn van belang voor de toetsing van de toelaatbaarheid van één lozing of een groep lozingen met infiltratie in de bodem.
- * De in deze studie ontwikkelde randvoorwaarden en dimensioneringsgrondslagen voor in Nederland toepasbare kleine infiltratiesystemen zijn voornamelijk gebaseerd op in het buitenland opgedane ervaringen en veldonderzoek. De praktische toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie maakt een toetsing onder veldomstandigheden noodzakelijk.
- * Ter verdere onderbouwing van te maken beleidskeuzen kan worden gedacht aan veldonderzoek naar het functioneren van kleine infiltratiesystemen tot ca. 200 i.e. (infiltratiekanalsystemen, infiltratiebedden en zinkputten) met twee soorten voorzuivering: ruime septic tank en een oxydatief-biologisch systeem. Dit onderzoek moet worden uitgevoerd op geschikte lokaties bij een aantal systeemgroottes. Hierbij zou men de volgende aspecten kunnen onderzoeken:
 - # dimensionering, randvoorwaarden, beheer infiltratiesysteem;
 - # vergelijking levensduur van verschillende infiltratiesystemen;
 - # vergelijking bedrijfsvoering en onderhoud van infiltratiesystemen;
 - # kostenvergelijking voor aanleg, beheer en onderhoud;
 - # het kwaliteitsverschil van het infiltraat (= effluent) tussen een septic tank en een oxydatief/biologisch systeem;
 - # het opsporen van bodem- en grondwaterverontreiniging.

- * Vooral voor de stoffen die een sterk negatieve invloed kunnen uitoefenen op de kwaliteit van het bodemsysteem, zoals toxische organische microverontreinigingen, zware metalen en detergents moet meer onderzoek worden verricht aan:
 - # hun gedrag in het bodemsysteem;
 - # hun aanwezigheid in huishoudelijk afvalwater, eventueel voorkomen en gebruik in huishoudens;
 - # hun gedrag in zuiveringssystemen.
- * Onderzocht moet worden of een 'nationaal'- en 'particulier'-stoffenbeleid mogelijkheden biedt tot beperkte voorbehandeling bij infiltratie van huishoudelijk afvalwater.
- * Berekening van de belasting (bijvoorbeeld met nitraat of chloride) van het grondwater (uiteindelijke concentratie in een bepaald punt: grondwater, open water, grondwater van natuurgebied) voor verschillende geschematiseerde geohydrologische situaties in afhankelijkheid van de grootte en dichtheid van infiltratiesystemen in dat bepaalde modelgebied.
- * Vooral voor natuurgebieden moet nader onderzocht worden wat het effect van (grond)waterkwaliteitsverandering op verschillende soorten ecosystemen is en in hoeverre deze veranderingen toelaatbaar zijn.
- * Er moet een beleid worden ontwikkeld met ontwerprijtlijnen voor kleine infiltratiesystemen met een capaciteit tussen 5 en 200 i.e.
- * Van overheidswege moeten initiatieven worden genomen tot het laten opstellen van handleidingen voor de bedrijfsvoering van kleine infiltratiesystemen.
- * Om de verwerking van huishoudelijk afvalwater onder controle te krijgen is invoering van een algemene vergunningsplicht gewenst. De hierin op te nemen eisen zullen aan de hand van de opgedane ervaringen bij het veldonderzoek kunnen worden geformuleerd.



12. LITERATUUR.

1. Ackerman, J.M. en Ven, S. van der
De strijd tegen vuil water in de Verenigde Staten.
Intermediair (16), no.32, 1980.
2. Akker, C. van den, Cremers, G.J.M.
De gevolgen van rioolwaterinfiltratie in het Gooi
op de kwaliteit van het te onttrekken water voor
drinkwaterproduktie.
H20 (11), nr.3, 1978.
3. Allison, L.E.
Effect of micro organisms on permeability of soil
on prolonged submergence.
Soil Sci. 63, pp. 439-450, 1947.
4. Baars, J.K.
Mineralisatie mogelijkheden van bestrijdingsmidde-
len.
H20 (2), nr.17, 1969.
5. Beathy, M.T. and Bouma, J.
Application of soil surveys to selection of sites
for onsite disposal of liquid household wastes.
Geoderma 20, pp.113-122, 1973.
6. Beek, J., Haan, F.A.M.de, Riemsdijk, W.H.van.
Phosphates in soils treated with sewage water.I:
General information on sewage farm, soil, and
treatment results.II.
Fractionation of accumulated phosphates,
J.Environm.Qual. Vol.6, no.1, 1977.
7. Bitton, G.
Adsorption of viruses onto surfaces in soil and wa-
ter.
Wat.Res. 9, pp.473-484, 1970.
8. Bitton, G. & R.Mitchell.
Effects of colloids on the survival of Bacteriophages
in seawater.
Wat. Res. 8, pp. 227-229, 1974.
9. Den Blanken, M.G.M.
De beschermende werking van afdekkende lagen voor
de grondwaterkwaliteit.
H20 (12), nr.23, 1979.
10. Bolt, G.H., Bruggenwert, M.G.M.(ed.)
Soil chemistry.A.
Basic Elements. 1976.

11. Bouma, J.
Use of physical methods to expend soil survey interpretation of soil drainage conditions.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc.37, pp.413-421, 1973.
12. Brandes, M.
Effective phosphorus removal by adding alum to septic tank.
Journal W.P.C.F. (49) nr.11, 1977.
13. Brandes, M.
Accumulation rate and characteristics of septic tank sludge and septage.
Journal W.P.C.F., pp. 939-943, 1978.
14. Brière, F., Béron, P.
La fosse septique en hiver.
Tribune du Cebedeau. Vol. 31, no. 39, 1977.
15. Brinkman, F.J.J.
Meetnet regenwaterkwaliteit.
H2O (11), no.21, 1978.
16. British Standard Code of Practice.
Small Sewage Treatment Works. 1972.
17. Brown, K.W., Wolf, H.W., Donnelly, K.C. and Slowey J.F.
The movement of Fecal Coliforms and Coliphages below Septic Lines.
J.Environ. Qual.(8), nr. 1, 1979.
18. Burge, W.D. & Marsh, P.B.
Infectious disease hazards of landspreading sewage wastes.
J.Environ Qual.(7), nr. 1, 1978.
19. Burge, W.D. & Enkiri, N.K.
Virus adsorption by five soils.
J.Environ. Qual.(7). Nr.1, 1978.
20. CBS onderzoek.
Inventarisatie Kampeeraccommodaties 1972.
21. CBS onderzoek.
Inventarisatie Kampeeraccommodaties 1977.
22. Clarke, N.A. & Chang, S.L.
Enteric viruses in water.
Jour. AWWA 51, pp.1299-1317, 1959.
23. Commissie voor hydrologisch onderzoek TNO.
Groundwater pollution.
Verslagen en mededelingen nr.21, 1976.

24. Commissie voor hydrologisch onderzoek TNO.
Waterkwaliteit in grondwaterstromingsstelsels.
Rapporten en nota's no.5, 1980.
25. Cooper, I en Resek, J.
Individual on site wastewater systems.
Proceedings of the third national conference NSF,
1976.
26. Copius Peereboom, J.W., Brinkman, U.A.Th.,
Boer, N.J.A. de en Geerdink, R.B.
Transport van PCB's in het milieu.
H20 (13), nr.1, 1980.
27. Dam, F.A.van
Verontreiniging van de waterwinplaats te Zeist
(W.M.N.) met TCE.
H20 (12), nr.7, 1979.
28. Daniel, T.C. and Bouma, j.
Column studies of soil clogging in a slowly permea-
ble soil as a function of effluent quality.
J.Environ. Quality (3), nr.4, 1974.
29. Dea, S.J.
Aerobic digestion and evapotranspiration in home-
disposal systems. -
Water and Sewage water, 1975.
30. Drewry, W.A. & Eliassen, R.
Virus movement in groundwater.
Journ. W.P.C.F.40, pp.257-271, 1968.
31. Dunlop, S.
Survival of pathogens and related disease hazards.
In: Municipal sewage effluent for irrigation. Wil-
son, C.W. et al (Ed), 1968.
32. Duboise, S.M., Moore B.E. & Sagik, B.P.
Poliovirus survival and movement in a sandy forest
soil.
Appl.Environ.Microbiol. (31), nr.4, 1976.
33. Duite DIN-norm 4261: 'Kleinkläranlagen', 1970.
34. Echteld, C.J.A. van, e.a.
NTA en zware metalen,
H20 (11), 1978.
35. Eikelboom, R.T.
Ongrijpbare lozingengrijpbaar!
Afstudeerwerk T.H.-Delft., 1972.

36. Eikelboom, R.T.
Het vacuum rioleringssysteem.
H20 (6), nr.22, 1973.
37. Eikelboom, R.T.
Verspreide lozingen; de noodzaak om maatregelen te nemen.
H20 (13), nr.6, 1980.
38. Elzinga, C.
Ontwerp E.G.-richtlijnen voor de kwaliteit van drinkwater en enige consequenties voor toegepaste materialen.
H20 (16), nr.16, 1978.
39. F.A.O.
Irrigation and drainage paper no.31.
Groundwaterpollution, 1979.
40. Federal Housing Administration.
Causes and prevention of failure of septic tank percolation systems.
Washington D.C., 65 pp, 1964. 1974.
41. Foster, D.H., Engelbrecht, R.S.
Microbial hazards in disposing of wastewater on - soil. pp.257-270.
In: W.E.Sopper and L.T.Kardos (ed.). Recycling treated municipal wastewater and sludge through forest and cropland.
42. Gates, G.D.
The disposal of domestic wastes in rural areas.
In: Brady, N.C. (ed.). Agriculture and the quality of the environment. AAAS publ. no.85, 1967.
43. Gerba, C.P., Wallis, C. & Melnich, J.L.
Fate of wastewater bacteria and viruses in soil.
Jour.Irrig. Drain. Div., pp.157-174, 1975.
- 43a. Gedeputeerde Staten van Gelderland: "Notitie inzake riolering van kleine kernen", 1980.
44. Gerba, C.P. & Schaibergen, G.E. .4, 1976.
Effects of particulates on virus survival in seawater.
Journ. W.P.C.F. (47), nr.1, pp.93-103, 1975.
45. Gerritse, R.G.
Mobility of organic phosphorus compounds from pig slurry in the soil.
Inst.voor Bodemvruchtbaarheid, rapport 10-78, 1978.
46. Gilbert, A.G., Rice, R.C., Bouwer, H., Gerba, C.P., Wallis, C. & Melnich, J.L.
Wastewater renovation and reuse: virus removal by soil filtration.
Science 3, pp.1004-1005, 1976.

47. Gloyna, E.F.
Waste stabilization ponds.
W.H.O., 1971.
48. Goring, C.A.I., Hamaker, J.W. (eds)
Organic chemicals in the soil environment.
Vol.1 en 2, New York, 1972.
49. Grift, J. van der
Het effect van menselijke activiteiten op het bodemleven.
Proceedings van het nationaal symposium milieuhygiëne, 1976.
50. Groenendijk, W.R., Hendriks, L.J., Laan, J.van der, Roebert, A.J.
Rioolwaterinfiltratie en grondwaterkwaliteit in het Gooi.
H20 (10), nr.16, 1977.
51. Haan, F.A.M. de
Gedrag van organische bestrijdingsmiddelen in de bodem.
Syllabus kandidaatscollege, L.H., Wageningen.
52. Haan, F.A.M. de
Processen in de bodem.
H20 (11), nr.21, 1978.
53. Hagedorn, C., Hansen, D.T. & Simonson, G.H.
Survival and movement of fecal indicator bacteria in soil under conditions of saturated flow.
J.Environ. Qual.(7), vol.1, pp.55-59, 1978.
54. Hahne, H.C.H., Kroontje, W.
Significance of pH and chloride concentration on heavy metal pollutants mercury (II), cadmium(II), zinc (II) and lead(II).
J.Envir.Qual.(2), pp.444, 1973.
55. Hahne, H.C.H., Kroontje, W.
The simultaneous effect of pH and chloride concentrations upon mercury (II) as a pollutant.
S.S.S.A. Proc.37, pp.838, 1973.
56. Handboek voor milieubeheer, Deel IV.
Bodembescherming.
57. Healy, K.A. and Laak, R.
Site evaluation and design of seepage fields.
Journ. Envir. Eng. Div., pp. 1133-1147, 1974.
58. Healy, K.A. and Laak, R.
Problems with effluent seepage.
Water and Sewage Works, pp.64-67, 1974.

59. Heyer, W.J.
Research needs for disposal of wastewater in soil.
NSF first Nat.Conference indiv. onsite wastewater
systems, pp. 25-37, 1974.
60. Hickey, J.L.S., Duncan, D.L.
Performance of single family septic tank systems in
Alaska. Journ.W.C.P.F., pp.1298-1309, 1966.
61. Hokma, D.L. and Whiteside, E.D.
Performance of septic tank disposal fields in re-
presentative Michigan soils.
Research Rep.Mich. Stat Univ.Agric. Experiment Sta-
tion East Lansing, 14 pp, 1973.
- 61a. Hill, D.E., Frink, C.R.
Septic system longevity increased by improved
design. Jour. WPCF. Vol 52, no. 8, 1980.
62. Hoof, F.van
Toxicologische beschouwingen over haloformen.
H20 (11), nr.22, 1978.
63. Huddleston, J.H. and Olson, G.W.
Soil survey interpretations for subsurface sewage
disposal. Soil Sci. (104), nr.6, pp.401-409, 1967.
64. Huisman, Prof.Ir. L.
Sedimentation, flotation and mechanical filtration.
65. Johnson, N., Urie, D.H.
Groundwaterpollution aspects of land disposal of
sewage from remote recreation areas.
Groundwater (14), nr.6, 1976.
66. Jones, J.H. and Taylor, G.S.
Septic tank effluent percolations through sands un-
der laboratory conditions.
Soil Science (99), nr.5, pp.301-309, 1965.
67. Jonkman, P.
Onderzoek naar de verontreinigingsbron.
H20 (12), nr.7, 1979.
68. Klein, S.A.
NTA removal in septic tanks and oxidation pond sys-
tems. Journal WPCF, 46, pp.78-88, 1974.
69. Kok, T.
De reiniging van afvalwater van een kampeerterrein
met behulp van een biezenveld.
H20 (7), nr.24, pp.532-544, 1974.
70. Kolega, J.J., Cosenza, B.J., Dewey, A.W. and
Leonard, R.L.
Septage: Wastes pumped from Septic Tanks.
Transactions of the A.S.A.E., pp.1124-1127, 1972.

71. Koot, Prof.Ir.
Behandeling van afvalwater.
72. Krone, R.B., Orlob, G.T. & Hodgkinson, C.
Movement of Coliform bacteria through porous media.
Sew.Ind.Wastes (30), nr.1, pp.1-13, 1958.
73. Krone, R.B.
The movement of disease producing organisms through
soils.
Chap.7.In: Municipal Sewage effluent for irriga-
tion. Wilson, C.W. et al (Ed.), 1968.
74. Kussmaul, H.
Grundwasserverschmutzung und Verkeimung von Förder-
brunnen durch landwirtschaftliche und häusliche
Sickerwässer.
Vom Wasser (38), pp.129-139, 1971.
75. Laak, R.
Influence of pretreatment on soil clogging.
NSF First Mat.Conf. indiv. onsite wastewater sys-
tems, pp.113-119, 1974.
76. Laak, R.
Influence of domestic wastewater pretreatment on
soil clogging.
Journal W.P.C.F., pp.1495-1500, 1970.
77. Lance, J.C.
Nitrogen removal by soil mechanisms.
Jour. W.P.C.F. (44), nr.7, 1972.
78. Lance, J.C.
Fate of nitrogen in sewage effluent applied to
soil.
Journ.Irr. and Drainage Div., Proc.ASCE, 101, No.2
R.3, 1975.
79. Legrand, H.E.
Patterns of contaminated zones in the ground.
Waterresources research (1), nr.1, 1965.
80. Lindsay, W.L.
Inorganic reactions of sewage waste with soils. In:
Conf.Proc. Recycling of Municipal Sludge and Efflu-
ents on Land.Champaign, Illenois, pp.91-96, 1973.
81. Magdoff, F.R., Bouma, G., Keeney, D.R.
Columns representing mound-type disposal systems
for septic tank effluent.I. Soil-water and gas re-
lations en II. Nutrient transformations and bacte-
rial populations.
J.Environm. Qual. Vol.3, nr.3, 1974.

82. Marshall, K.C.
Sorptive interactions between soil particles and micro-organisms.
Uit: Soil Biochemistry, Vol.2, McLaren, A.D. & Jkujius, J (Ed.), 1971.
83. McGauhey, P.H., Winneberger, J.H.
Causes and Prevention of Failure of Septic Tank Percolation Systems.
Federal Housing Administration, Washington, 1964.
84. Meinardi, C.R.
Schets van de natuurlijke samenstelling van het zoete grondwater in Nederland. RID-rapport, 1977.
- 84a. Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
Beleidsnota behorende bij "Struktuurschema drink- en industriewatervoorziening 1980".
85. Miller, R.H.
Soil microbiological aspects of recycling sewage sludges and waste effluent on land.
In: Conf.Proc. Recycling Municipal Sludge and Effluents on Land. Champaign, Illinois, pp.79-90, 1973.
86. Mista, C., Nielsen, D.R., Biggar, J.W.
Nitrogen transformations in soil during leaching.I. Theoretical considerations.II. Steady state nitrification and nitrate reduction.III. Nitrate reduction in soil columns.
Soil Sci.Soc.Amer.Proc.38, pp.289-304, 1974.
87. Moore, S.F., Schroeder, E.D.
An investigation of the effects of residence time on anaerobic bacterial denitrification.
Water Research, Vol.4, pp.685-694, 1970.
88. Morra, C.F.H., Duyvenbooden, W.van, Slingeland, P., Piet, G.J.
Oriënterend onderzoek naar organische microverontreinigingen in het grondwater bij de vuilstortplaats te Noordwijk. R.I.D.Mededeling 79-1, 1979.
89. National Research Council.
Nitrates: an environmental assessment report prepared by the panel on nitrates of the Coördinating Committee for Scientific and Technical Assessment of Environmental Pollutants National Academy of Sciences, Washington, 1978.
90. Noonan, M.J., Martin, G.N.
Effects of domestic wastewater disposal by landirrigation on groundwaterquality of the central Canterbury Plains.
Water and Soil Technical Publ. no.7, 1977.

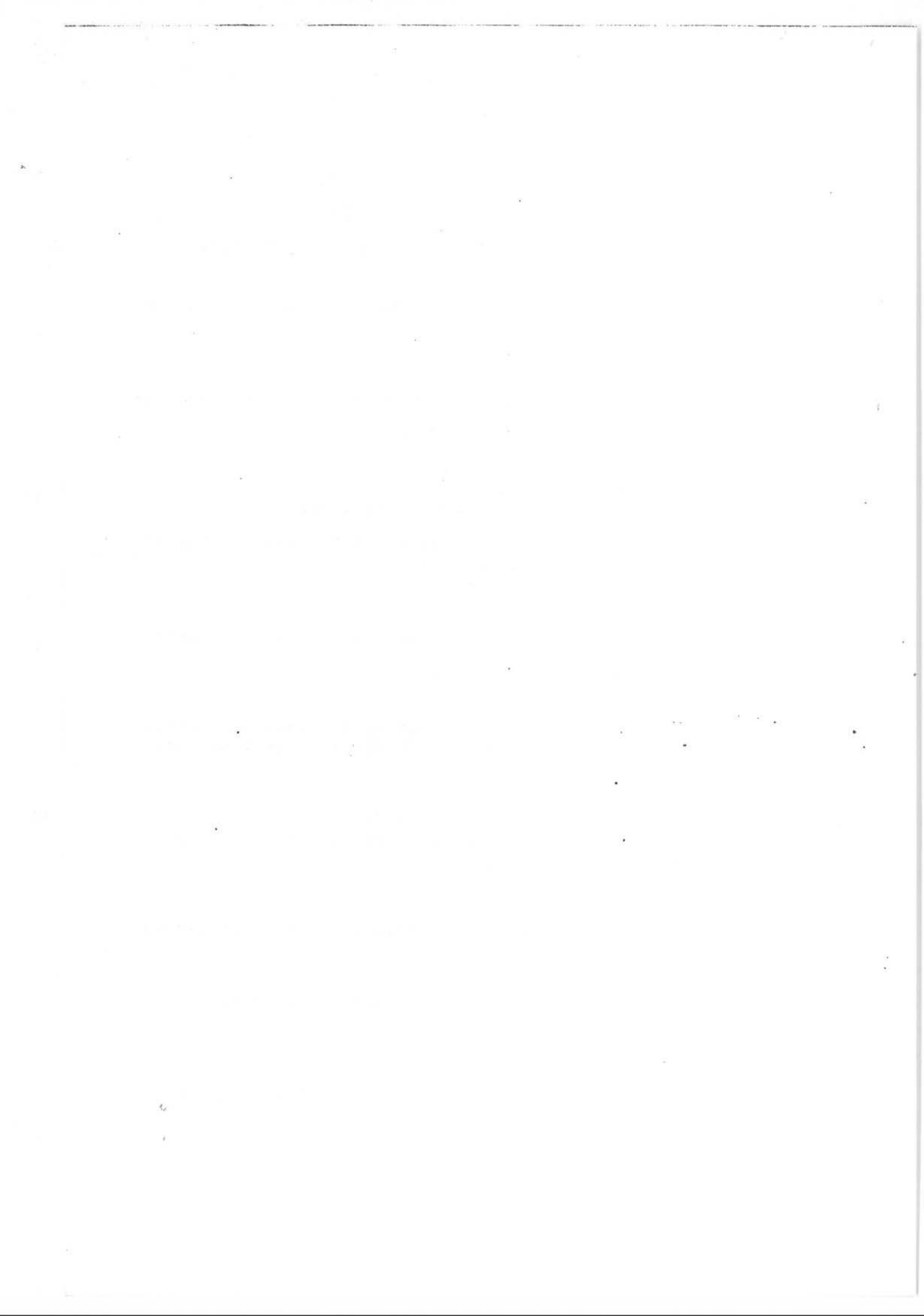
91. Olson, G.W.
Application of Soil Survey to Problems of Health,
Sanitation and Engineering.
Memoir 387, Cornell university Agricultural Exp.-
Station, NY State College of Agriculture, Ithaca,
New York, 77 pp., 1964.
92. Olsthoorn, T.N.
Enkele aspecten van de verstopping van persputten.
To be published; ca. 400 pp, 1980.
93. Otis, R., Boyle, W.C.
Performance of single household treatment units.
Journal Environm. Eng.Div., pp.174-189, 1976.
94. Otis, R.J., Hutzler, N.J., Boyle, W.C.
Onsite household wastewater treatment alternatives:
laboratory and field studies.
Water Research (8), nr.12, pp.1099-1113, 1974.
95. Parker, D.E.
Soil evaluation of sites for absorption systems.
NSF third nat. conf. individual onsite wastewater
systems, pp.139-145, 1977.
96. Patterson, J.W., Minear, R.A., Nedved, T.K.
Septic tanks and the environment.
Nat.Tech. Int.Serv.PB-204-519. U.S.Department of
Commerce, Springfield, 1971.
97. Pettry, D.E., Reneau, R.B.
Soil pollution from domestic wastes.
Public Health Reviews, Vol.III, Nr.3, 1974.
98. Preul, H.C.
Underground movement of nitrogen.
Advan Water Pollut. Res.1, pp.309-328, 1966.
99. Preul, H.C., Schroepfer, G.J.
Travel of nitrogen in soils.
Journ. WPCF (40), nr.1, 1968.
100. Rake, T.M., Hagedorn, C., McCoy, E.L. & Kling, G.F.
Transport of Antibiotic-resistant Escherichia coli
through Western Oregon Hillslope Soils under condi-
tions of saturated flow.
J.Environ.Qual.(7), nr.4, pp.487-494, 1978.
101. Rapport Werkgroep fosfaatreduktie (W&M; W&W (RIZA),
E.Z. etc.)
(Wasmiddelenfabrikanten).

102. Reneau, R.B.Jr., Pettry, D.E.
Movement of methylene blue active substances from
septic tank effluent through two coastal plain
soils.
J.Environm. Qual.(4), Nr.3, 1975.
103. Reneau, R.B.Jr.
Changes in inorganic nitrogenous compounds from
septic tank effluent in a soil with a fluctuating
water tabel.
J.Environm.Qual. (6), nr.2, 1977.
104. Riemsdijk, W.H.van, Weststrate, F.A., Beek, J.
Phosphates in soils treated with sewage water.III.
Kinetic studies on the reaction of phosphate with
aluminium compound.
J.Environm.Qual.(6), Nr.1, 1977.
105. Riemsdijk, W.H.van, Beek, J., Haan, F.A.M.de
Phosphates in soils treated with sewage water.IV.
Bonding of phosphate from sewage water in sand co-
loms containing aluminium hydroxide.
J.Environm.Qual.,(8), Nr.1, 1979.
106. RIZA.
Aanwezigheid van niet-zuurstofbindende stoffen in
afvalwater.
Literatuurstudie 1980.
107. Robeck, C.G. et al.
Factors influencing the design and operation of
soil systems for waste treatment.
Journ.W.P.C.F.(36), nr.8, pp.971, 1964.
108. Romeco, J.C.
The movement of bacteria and viruses through porous
media.
Groundwater 8, pp.37-48, 1970.
109. Sanders, G.
Rioleren en zuiveren tot elke prijs?
H20 (12), Nr.18, 1979.
110. Sanks, R.L., Asano, T. (ed.)
Landtreatment and disposal of municipal and indus-
trial wastewater, 1976.
111. Sauer, D.N., Boyle, E.C., Otis, R.J.
Intermittent sand filtration of household wastewa-
ter.
Journal E.E.D., pp.789-802, 1976.

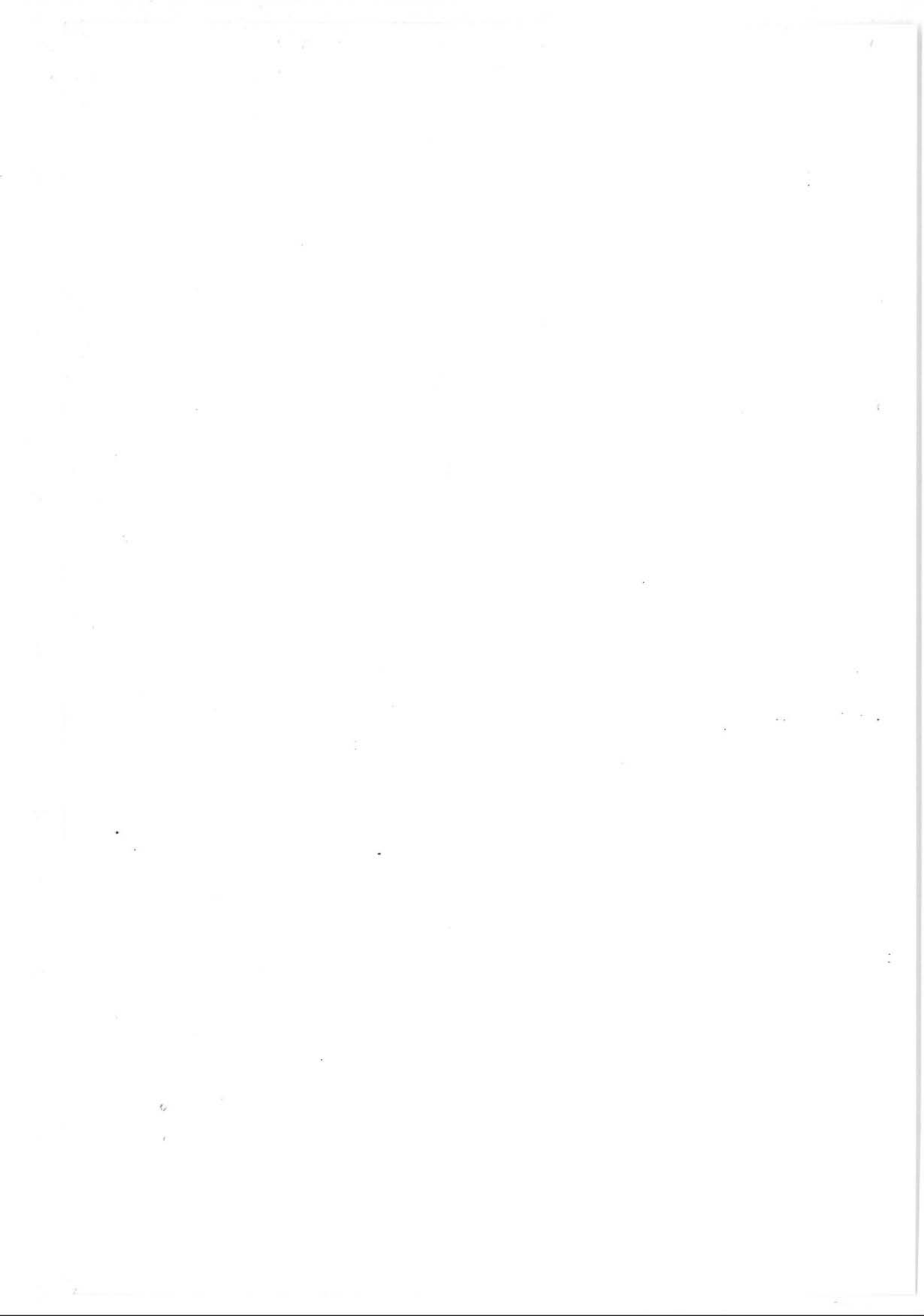
112. Sawhney, B.L., Hill, D.E.
Phosphate sorption characteristics of soils treated with domestic wastewater.
J.Environm.Qual.Vol.(4), Nr.3, 1975.
113. Septic tanks and the environment.
State of Illinois, Institute for environmental quality, 1971.
114. Siegrist, R.
Waste segregation as a means of enhancing onsite wastewater management,
Journ.Environm.Health pp.5-9, 1977.
115. Sikora, L.J., Keeney, D.R.
Denitrification of nitrified septic tank effluent.
Journal W.P.C.F.(48), Nr.8, 1976.
116. Sikora, L.J., Keeney, D.R.
Evaluation of a Sulfur-Thiobacillus denitrifications - Nitrate removal system.
J.Environm.Qual.(5), Nr.3, 1976.
117. Somers, J.A.
Milieueffecten van verspreide kleine puntlozingen.
H20 (25), 1978.
118. Technische werkgroep ontwikkelings samenwerking
Kleinschalige afvalwaterverwerkings technieken, 1977
119. U.S.Dept. of Health, Educ. and Welfare.
Manual of septic tank practice, 92 pp., 1967.
120. U.S. E.P.A. Technical Bulletin.
Evaluation of land application systems, 1975.
121. U.S.Environmental Protection Agency.
Environmental effects of septic tank systems.
Ecological Research series, 1977.
122. Venhuizen, K.D.
Bedreiging en bescherming van grondwater.
H20 (9), nr.19, 1976.
123. Viehoff, C.D.
Beleidsaspecten van verspreide lozingen.
H20 (12), nr.1, 1979.
124. Viraraghavan, T., Warnock, R.G.
Groundwater pollution from a septic tile field.
Water, Air and Soil Pollution 5, pp.281-287, 1976.

125. Viraraghavan, T., Warnock, R.G.
Groundwater quality adjacent to a septic tank system.
Journal AWWA, nr.11, pp.611-614, 1976.
126. Vries, J.J.de
Groundwater flow systems and streamnets in The Netherlands.
1974.
127. Vries, J.J.de
Soil filtration of wastewater effluent and the mechanism of pore clogging.
Journal WPCF (44), Nr.4, pp.565-573, 1972.
128. Waegeningh, H.C.van
Het eerste rapport van de Commissie Bescherming Waterwingebieden.
H20 (11), nr.8, 1978.
129. Waegeningh, H.C.van, Zoeteman, B.J.
Grondwaterverontreiniging.
H20 (5), nr.24, 1972.
130. Walker, W.H.
Groundwater nitrate pollution in rural areas.
Groundwater Vol. 11, nr.5, 1973.
131. Walker, W.G., Bouma, J., Keeney, D.R., Magdoff, F.R.
Nitrogen transformations during subsurface disposal of septic tank effluents in sands..I. Soil transformations.
J.Environm.Qual.(2), nr.4, 1973.
132. Walker, W.G., Bouma, J., Keeney, D.R., Olcott, P.G.
Nitrogen transformations during subsurface disposal of septic tank effluent in sands.II. Groundwater quality.
J.Environm.Qual.(2), nr.4, 1973.
133. Waterzuiveringsschap Veluwe.
Schoon water nu en later.
Waterzuiveringsplan 1979-1984.
134. Wellings, F.M., Lewis, A.L. & Mountain, C.W.
The fate of virus in Florida soils following secondary effluent spray irrigation.
NSF First National Conference.

135. Wellings, F.M., Lewis, A.L., Mountain, C.W. & Pierce, L.V.
Demonstration of virus in groundwater after effluent discharge onto soil.
Appl. Microbiol. (29), nr.6, pp.751-757, 1975.
136. Wells, N.
The properties of New Zealand soils in relation to effluent disposal.
Geoderma 10, pp.123-130, 1973.
137. Wilson, D.O.
Nitrification in soil treated with domestic and industrial sewage sludge.
J.Environm.Pollut.12, 1977.
138. Wooding, H.N.
Home sewage disposal.
Pennsylvania State University, 1976.
139. WRC-congres over kwaliteit, meting, modellering en bescherming van grondwater.
H20 (10), nr.5, 1977.
140. Zoeteman, B.C.J.
Kwalitatieve beschikbaarheid van grond- en oppervlaktewater.
H20 (4), pp.75-80, 1975.
141. Zoeteman, B.
Onderzoek naar relaties tussen mineralen in drinkwater en gezondheid in verband met mogelijke centrale ontharding.
H20, nr.7, 1976.
142. Zoeteman, B.C.J., Haring, B.J.A.
Introduction of chemical compounds into drinking water during distribution.
R.I.D.-Mededeling 78-6, 1978.
143. Zuiveringschap West Overijssel.
Overzicht werking rioolwaterzuiveringsinstallaties.
1978.
144. Zweegman, J.
De afmetingen van beschermingsgebieden rond grondwaterpompstations.
H20 (6), nr.18, 1973.
145. Zweegman, J.
Grondwaterbescherming en de continuïteit van de drinkwatervoorziening.
H20 (12), nr.23, 1979.



BIJLAGEN



Bijlage 3.1.

ZINKPUTTEN

wanneer de put verschillende bodemlagen snijdt, moet voor elke laag een aantal infiltratieproeven gedaan worden, en mogen die lagen, waarvan de infiltratiesnelheid kleiner is dan $2\frac{1}{2}$ cm/30 min. niet worden meegerekend.

a. Dimensionering.

Bij de berekening van de putgrootte wordt er van uitgegaan dat alleen de wand van de put meedoet als infiltratieoppervlak, en wel het gedeelte onder de inlaat. Het werkelijk meewerkend oppervlak wordt dan dus:

$$\text{Inf.oppervlak} = \pi \times D \times h.$$

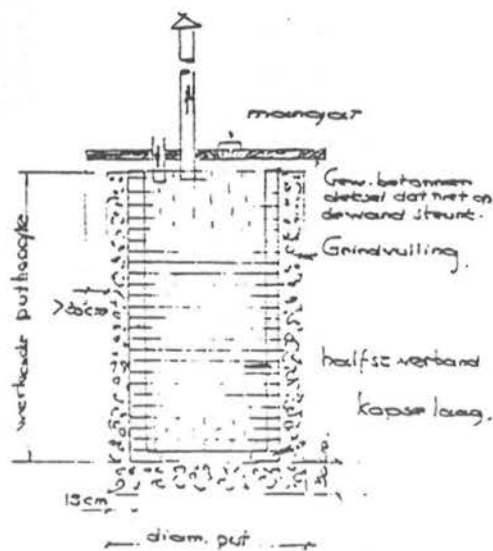
D = diameter put.

h = hoogte put onder inlaat.

b. Constructie.

Zie Fig. 1. Eerst wordt de bodem van de put opgevuld met 30 cm grof korrelmateriaal. Daarop wordt de putwand opgebouwd. Deze kan bestaan uit bakstenen, betonstenen of betonnen ringen. In en/of tussen de stenen, blokken of ringen moeten veel maar niet te grote gaten of sleuven gemaakt worden. Tussen deze wand en de omringende grond moet een ruimte opengelaten worden van 15 cm, welke moet worden opgevuld met grof korrelmateriaal. De put moet worden afgedekt met een voldoende sterk deksel, bijv. van beton, hetwelk minstens 30 cm over de rand van de put moet uitsteken.

In de deksel moet een kleine opening met apart deksel aangebracht worden waardoor het mogelijk is om inspecties en reparaties uit te voeren. De onderkant van de put moet ruim een meter boven de grondwaterspiegel liggen. De Duitse DIN-norm geeft nog enkele bijzonderheden, maar geen maten. Dimensionering laat zij aan de plaatselijke autoriteiten en ervaringen over. Aanbevolen wordt om de put voor een belangrijk deel op te vullen met korrelmateriaal, waarbij het materiaal van onder tot boven steeds fijner wordt, met bovenin fijn zand. Op het zandbed, waar het instromend water op het zand zou vallen, moet een betonnen plaat worden gelegd om plaatselijk uitspoelen van zand te voorkomen.



KARAKTERISTIEK GESCHEIDEN STELSEL VUILWATERRIOL
WIJK DUKENBURG TE NIJMEGEN.

aantal inwoners ca.	29.000 inw.
aantal bezinestations	3
aantal winkelcentra	4
aantal restaurants	4
regionaal woonwagenkamp	1

Gemiddelde gemeten belasting tijdens bemonsterings-
periode 27.000 i.e. (ã 54 g BZV).

Gemiddeld gemeten debiet tijdens bemonsteringspe-
riode 4350 m3/etm.

Bijlage 7.1 Overzicht van de zwarte en grijze lijststoffen, behorende bij de EG-grondwaternrichtlijn (bijlage bij de EG-grondwaternrichtlijn)

LIJST I - FAMILIES EN GROEPEN VAN STOFFEN

Lijst I omvat de afzonderlijke stoffen van onderstaande families of groepen van stoffen, met uitzondering van die stoffen welke, gezien het geringe risico van toxiciteit, persistentie en bio-accumulatie, niet geschikt voor lijst I worden geacht.

Dergelijke stoffen die gezien de toxiciteit, de persistentie en de bio-accumulatie geschikt zijn voor lijst II, moeten op die lijst worden opgenomen.

1. Organische halogeenverbindingen en stoffen waaruit in water dergelijke verbindingen kunnen ontstaan
2. Organische fosforverbindingen
3. Organische tinverbindingen
4. Stoffen die in of via het water een kankerverwekkende, mutagene of teratogene werking hebben (1)
5. Kwik en kwikverbindingen
6. Cadmium en cadmiumverbindingen
7. Minerale oliën en koolwaterstoffen
8. Cyaniden.

(1) Voor zover sommige stoffen van lijst II een kankerverwekkende, mutagene of teratogene werking hebben, zijn zij begrepen onder categorie 4 van deze lijst.

Het afvalwater van ruim 300.000 woningen en een aanzienlijk aantal bedrijven, recreatieve voorzieningen, e.d. zal op lange termijn niet (of slechts ten dele tegen zeer hoge kosten) kunnen worden afgevoerd naar en behandeld in een gemeentelijke of regionale zuiveringsinstallatie. In het onderhavige onderzoekproject wordt onderzocht welke lokale voorzieningen zouden kunnen worden getroffen om het afvalwater ter plaatse te behandelen en te lozen. Fase 1 van het onderzoekproject betreft een verkennende studie, welke is gebaseerd op literatuuronderzoek, praktijkervaringen en overige beschikbare kennis. Dit deelproject betreft de technische mogelijkheden en consequenties van infiltratie van afvalwater in de bodem. Het hoofdrapport (R.IB - HR - 01-05) geeft enerzijds algemene aanwijzingen omtrent de toepassing van infiltratie van afvalwater in Nederland en anderzijds aanbevelingen voor nader (praktijk)onderzoek. Het rapport is gelijktijdig met R.IB. - HR - 01-01 opgesteld.

Het afvalwater van ruim 300.000 woningen en een aanzienlijk aantal bedrijven, recreatieve voorzieningen, e.d. zal op lange termijn niet (of slechts ten dele tegen zeer hoge kosten) kunnen worden afgevoerd naar en behandeld in een gemeentelijke of regionale zuiveringsinstallatie. In het onderhavige onderzoekproject wordt onderzocht welke lokale voorzieningen zouden kunnen worden getroffen om het afvalwater ter plaatse te behandelen en te lozen. Fase 1 van het onderzoekproject betreft een verkennende studie, welke is gebaseerd op literatuuronderzoek, praktijkervaringen en overige beschikbare kennis. Dit deelproject betreft de technische mogelijkheden en consequenties van infiltratie van afvalwater in de bodem. Het hoofdrapport (R.IB - HR - 01-05) geeft enerzijds algemene aanwijzingen omtrent de toepassing van infiltratie van afvalwater in Nederland en anderzijds aanbevelingen voor nader (praktijk)onderzoek. Het rapport is gelijktijdig met R.IB. - HR - 01-01 opgesteld.

Het afvalwater van ruim 300.000 woningen en een aanzienlijk aantal bedrijven, recreatieve voorzieningen, e.d. zal op lange termijn niet (of slechts ten dele tegen zeer hoge kosten) kunnen worden afgevoerd naar en behandeld in een gemeentelijke of regionale zuiveringsinstallatie. In het onderhavige onderzoekproject wordt onderzocht welke lokale voorzieningen zouden kunnen worden getroffen om het afvalwater ter plaatse te behandelen en te lozen. Fase 1 van het onderzoekproject betreft een verkennende studie, welke is gebaseerd op literatuuronderzoek, praktijkervaringen en overige beschikbare kennis. Dit deelproject betreft de technische mogelijkheden en consequenties van infiltratie van afvalwater in de bodem. Het hoofdrapport (R.IB - HR - 01-05) geeft enerzijds algemene aanwijzingen omtrent de toepassing van infiltratie van afvalwater in Nederland en anderzijds aanbevelingen voor nader (praktijk)onderzoek. Het rapport is gelijktijdig met R.IB. - HR - 01-01 opgesteld.

Het afvalwater van ruim 300.000 woningen en een aanzienlijk aantal bedrijven, recreatieve voorzieningen, e.d. zal op lange termijn niet (of slechts ten dele tegen zeer hoge kosten) kunnen worden afgevoerd naar en behandeld in een gemeentelijke of regionale zuiveringsinstallatie. In het onderhavige onderzoekproject wordt onderzocht welke lokale voorzieningen zouden kunnen worden getroffen om het afvalwater ter plaatse te behandelen en te lozen. Fase 1 van het onderzoekproject betreft een verkennende studie, welke is gebaseerd op literatuuronderzoek, praktijkervaringen en overige beschikbare kennis. Dit deelproject betreft de technische mogelijkheden en consequenties van infiltratie van afvalwater in de bodem. Het hoofdrapport (R.IB - HR - 01-05) geeft enerzijds algemene aanwijzingen omtrent de toepassing van infiltratie van afvalwater in Nederland en anderzijds aanbevelingen voor nader (praktijk)onderzoek. Het rapport is gelijktijdig met R.IB. - HR - 01-01 opgesteld.